

SÉRIE : C

N° D'ORDRE : 183

N° DE SÉRIE : 52

THESE

présentée devant

L'UNIVERSITÉ DE RENNES

U. E. R. des Sciences du Comportement et de l'Environnement

pour obtenir

Le Grade de Docteur ès-Sciences Naturelles

par

René LE COHU

Recherches expérimentales sur l'écologie des algues d'eau douce :
Utilisation des enceintes en milieu naturel.

Soutenue le Février 1974 devant la Commission d'Examen

MM. S. VILLERET

Président

P. BOURRELLY

J. W. G. LUND

J. TOUFFET

Examineurs



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41553611_0002

SÉRIE : C

N° D'ORDRE : 183

N° DE SÉRIE : 52

THESE

présentée devant

L'UNIVERSITÉ DE RENNES

U. E. R. des Sciences du Comportement et de l'Environnement

pour obtenir

Le Grade de Docteur ès-Sciences Naturelles

par

René LE COHU

Recherches expérimentales sur l'écologie des algues d'eau douce :
Utilisation des enceintes en milieu naturel.

Soutenue le Février 1974 devant la Commission d'Examen

MM. S. VILLERET

Président

P. BOURRELLY

J. W. G. LUND

J. TOUFFET

}
Examineurs



UNIVERSITE DE RENNES

U.E.R. SCIENCES ET PHILOSOPHIE

Doyens Honoraires

M. MILON Y.
M. TREHIN R.
M. SCHMITT M.
M. LE MOAL H.
M. MARTIN Y.
M. BOCLE J.

Professeurs Honoraires

M. FREYMANN R.
M. HAGENE P.
M. ROHMER R.
M. TREHIN R.
M. SALMON - LEGAGNEUR F.
M. des ABBAYES H.
M. MILON Y.

Maîtres de Conférences Honoraires

M. GRILLET L.
M. LECRECQ A.

Mathématiques

Professeurs

M. GUERINDON Jean
M. METIVIER Michel
M. GIORGIUTTI Italo
M. TOUGERON Jean-Claude
M. MIGNOT Alain
M. HOUDEBINE Jean
M. KEANE Michaël
M. BOULAYE Guy

Maîtres de Conférences & Chargés de Cours

M. BERTHELOT Pierre
M. BREEN Lawrence
M. CAMUS Jacques
M. CONZE Pierre
M. FERRAND Daniel
M. GUIVARC'H Yves
M. LE GOUPIL Jean
M. LERMAN Israël
M. NEDELEC Jean-Claude
M. TRILLING Laurent
M. VERJUS Jean-Pierre

Physique

M. VACHER Michel
M. VIGNERON Léopold
M. LE BOT Jean
Mme ROBIN née SALOMOND
M. ROBIN Stéphane
M. LE MONTAGNER Serge
M. MEVEL Jean-Yves
M. MEINNEL Jean
M. REGENSTREIF Edouard
M. BRUN Pierre
M. LE ROUX Emile
M. DUBOST Gérard
M. ARQUES Pierre-Yves
M. HAEUSLER Claude
M. NUSIMOVICI Michel

M. GUIDINI J.
M. DECAMPS E.A.

Professeurs

Maîtres de Conférences & Chargés de Cours

Chimie

M. VENE Jean
M. LE MOAL Henri
M. LEVAS E.
M. PELTIER Daniel
M. PRIGENT J.
M. FOUCAUD André
M. LANG Jean
M. CARRIE R.
M. GUERILLOT Claude-Roger
M. KERFANTO Michel (E.N.S.C.R.)
M. DABARD René
M. GRANDJEAN Daniel
M. LUCAS Jacques
M. MARTIN Guy

M. TALLEC André

Chimie Biologique

M. JOUAN Pierre
M. DUVAL Jacques

Géologie

M. COGNE Jean
Mlle DURAND Suzanne
M. BOILLLOT Gilbert

M. HAMEURT Jean-Marie
M. LARDEUX Hubert

Zoologie

M. RICHARD Gaston
M. MAILLET Pierre
M. RAZET Pierre
M. FOLLIOT Roger
M. ALLEGRET Paul
M. MANIEY Jacques
M. JOLY Jean-Marie
M. LEFEUVRE J.C.

M. CALLEC Jean-Jacques

Botanique

M. VILLERET Serge
M. CLAUSTRES Georges
Mlle GOAS Gabrielle
Mlle GOAS Marie
Mme LEMOINE Cécile

M. TOUFFET Jean

Philosophie

M. ORTIGUES Edmond

M. JACQUES Francis
M. BEYSSADE Jean-Marie

Les recherches qui font l'objet de ce mémoire ont été poursuivies au Laboratoire d'Hydrobiologie de l'Université de RENNES. Sur le terrain, elles ont pu être effectuées grâce à l'obligeance de Monsieur CORVISART, propriétaire de l'étang du Pas-du-Houx en Paimpont.

Monsieur le Professeur S. VILLERET a inspiré le sujet de cette étude et l'a dirigée. Je lui exprime ici ma gratitude pour les facilités de travail qu'il m'a offertes dans son Laboratoire, et pour ses conseils toujours judicieux. Il me fait, de plus, l'honneur de présider le jury de cette thèse.

Mes remerciements très vifs vont au Docteur J.W.G. LUND (Freshwater Biological Association, Laboratoire de Windermere), particulièrement compétent en ce qui concerne l'écologie des Algues, et qui a bien voulu se déplacer d'Angleterre pour juger ce travail.

Je tiens également à remercier Monsieur le Professeur J. TOUFFET d'avoir accepté de faire partie du jury de cette thèse.

Enfin, je dois une particulière reconnaissance à Monsieur le Professeur P. BOURRELLY. Il m'a accueilli de nombreuses fois dans son Laboratoire du Museum d'Histoire Naturelle, à Paris, et m'a aidé, par son inlassable patience et ses connaissances approfondies, à me perfectionner dans la systématique des Algues. Ses encouragements et ses conseils ne m'ont jamais fait défaut.

INTRODUCTION

Les recherches méthodologiques présentent, actuellement, une grande importance dans le domaine de l'écologie des algues d'eau douce. Un des problèmes que posent ces recherches réside dans le choix de dispositifs expérimentaux permettant d'étudier *in situ* la réponse des algues à un élément nutritif défini. En effet, il est connu, depuis longtemps, que la composition chimique de l'eau des lacs et des étangs détermine le type de végétation algale qui s'y trouve. Wipple (1894, 1895) avance cette idée dès la fin du siècle dernier, mais Pearsall (1921, 1923, 1930-1932) est le premier à élaborer une théorie cohérente basée sur de nombreuses observations. Pour cet auteur, la répartition géographique des algues, ainsi que leur périodicité, s'expliquent par les variations des facteurs physico-chimiques. A sa suite, de nombreux chercheurs ont également tenté de rapprocher dynamique saisonnière des algues et fluctuation de la composition du milieu. Lund (1950) et Jorgensen (1957) mettent en évidence le rôle de la concentration en silice sur le développement des Diatomées ; d'autres auteurs (Mortimer et Hickling, 1954; Winberg, 1963; Prowse, 1964) insistent sur l'importance des nitrates et des phosphates : de ces deux substances nutritives dépendent, en grande partie, non seulement la production primaire, mais également le type de communauté algale présente. Cependant, par suite de la complexité des relations qui existent entre les différents facteurs de l'environnement, toutes les observations effectuées sur le terrain ne permettent pas d'établir, de façon certaine, la primauté de tel ou tel facteur dans la croissance d'une population algale donnée. De même, les cultures en laboratoire apportent beaucoup de renseignements sur les besoins nutritifs des algues (Chu, 1942-1943; Rodhe, 1948; Provasoli, 1958; Hughes et Lund, 1962; Tassigny, 1970) ou sur les interactions entre organismes du même milieu (Lefèvre et Al., 1949, 1951, 1952; Proctor, 1957), mais il se révèle souvent aléatoire de transposer dans la nature les résultats obtenus. Ainsi, observations sur le terrain et expériences en laboratoire s'avèrent insuffisantes pour expliquer le "devenir" des algues dans les étangs ou les lacs. C'est pourquoi, depuis une quinzaine d'années, les limnologues s'orientent vers la recherche de dispositifs expérimentaux permettant d'étudier *in situ* l'écologie des algues.

L'utilisation de petites bouteilles, contenant un faible volume d'eau, apparaît seulement possible dans le cadre d'expériences de très courte durée; c'est le cas des mesures des variations du taux de la photosynthèse. Par contre, les expériences portant sur la croissance des algues s'étalent, obligatoirement, sur un laps de temps beaucoup plus long. Or, il est connu que, dans de petits récipients, les populations algales changent rapidement, de même que la composition chimique de l'eau (Lund, 1967). Les résultats ainsi obtenus ont peu de rapport avec ce qui se passe réellement dans un lac ou un étang. Pour pallier cette difficulté, certains chercheurs, tels Strickland et Terhune (1961), Goldman (1962), Antia and Al. (1963), Kemmerer (1968), Lund (1969), placent, dans les lacs, de grands tubes fermés à la base et pouvant contenir un grand volume d'eau. Savouré (1972) utilise des bacs en plastique rigide munis d'un fond. Cependant, l'utilisation de tels dispositifs conduit à négliger un processus important de la vie des lacs et des étangs : les échanges vase-eau dont l'importance a été, depuis longtemps, mise en évidence (Mortimer, 1941-1942). Afin de les préserver, j'ai utilisé, dès 1966, des enceintes isolant une colonne d'eau qui demeure toujours en contact avec la vase et l'atmosphère. (Actuellement, la Freshwater Biological Association (Lund, 1972) s'oriente également vers la mise en place de dispositifs expérimentaux basés sur le même principe.)

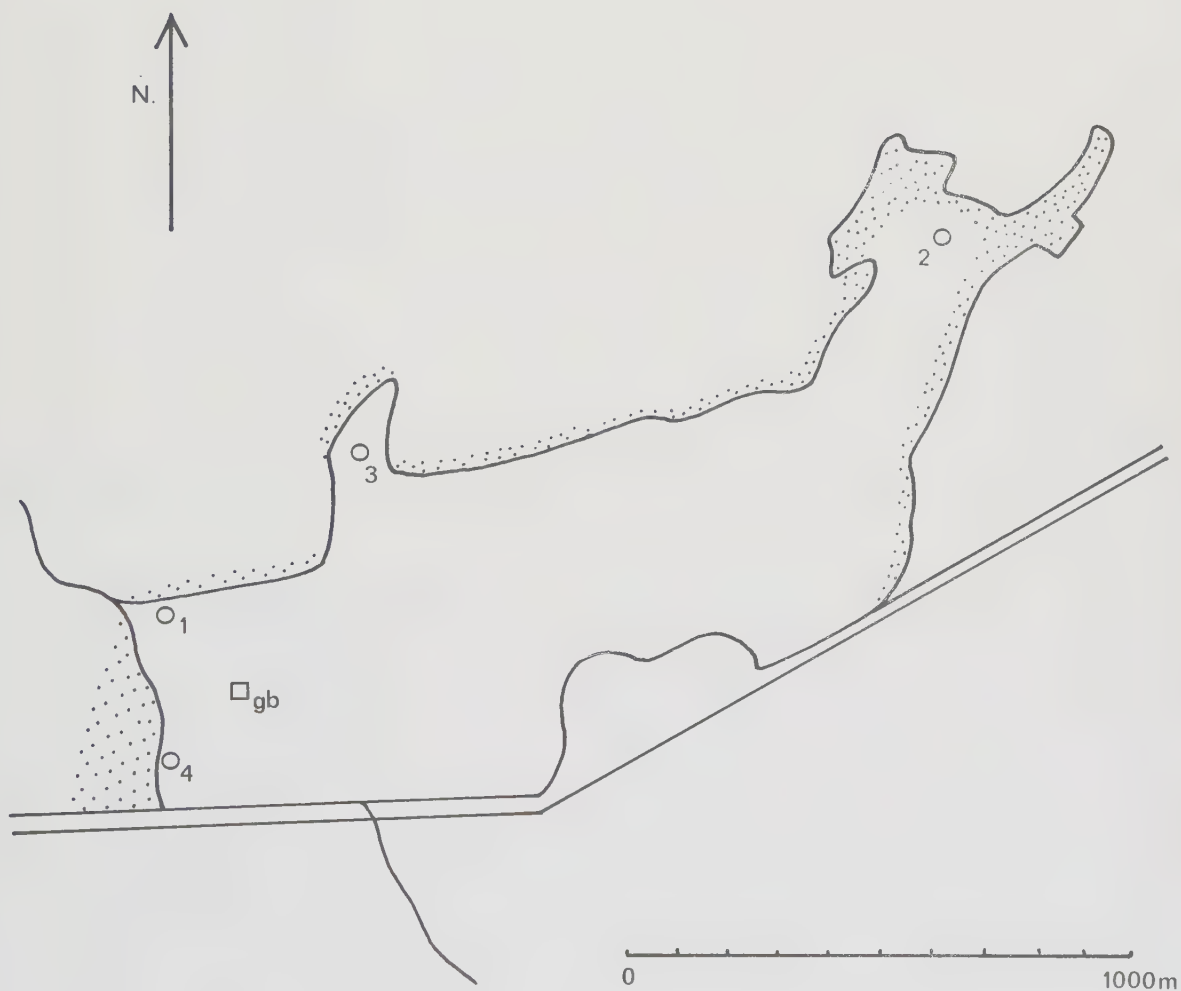
Pour mener à bien un tel travail, il était nécessaire de connaître l'évolution des facteurs physico-chimiques et des populations algales, non seulement à l'intérieur des enceintes expérimentales, mais également dans l'étang. Ainsi, la première partie de ce travail est consacrée à l'étude de l'étang lui-même, tant du point de vue physico-chimique que du point de vue algal.

Ensuite, afin de tester les possibilités offertes par la technique expérimentale adoptée, des enceintes, isolant des volumes d'eau très différents, ont été mises en place. La seconde partie de ce travail présente les résultats obtenus au cours d'un premier essai d'écologie expérimentale : l'évolution du contenu de cylindres isolant 60 à 80 litres d'eau est suivie pendant trois années, de 1966 à 1968. L'influence possible du nitrate de potassium sur l'évolution des populations algales se développant à l'intérieur des cylindres est étudiée.

Enfin, la troisième partie, qui concerne le second essai d'écologie expérimentale, porte sur les années 1969 et 1970. L'évolution des populations algales en fonction de différentes formes d'azote (nitrate d'ammonium, ou de potassium, ou de calcium) est suivie dans de grands bacs isolant plus de 1000 litres d'eau.

ETANG DU PAS - DU - HOUX

Forêt de Paimpont, 35-Ille-et-Vilaine.



○ Stations 1, 2, 3 et 4

gb Emplacement des grands bacs expérimentaux

⋆ Associations végétales à Sphaignes

(hors texte)

Principales abréviations utilisées pour les courbes et les tableaux.

Et. : Etang
St. 1, St. 2, St. 3, St. 4 : Stations 1, 2, 3 et 4
1E : Cylindre expérimental placé à la station 1
1T : Cylindre témoin placé à la station 1
2E : Cylindre expérimental placé à la station 2
2T : Cylindre témoin placé à la station 2
E1 : Grand bac expérimental recevant du nitrate d'ammonium
E2 : Grand bac expérimental recevant du nitrate de potassium
E3 : Grand bac expérimental recevant du nitrate de calcium
T : Grand bac témoin

S : Surface
P : Profondeur

Abbréviations utilisées pour l'analyse factorielle des facteurs physico-chimiques.

PRO : Profondeur	JR : Janvier
TP : Température	FR : Février
ALC : Alcalinité	MS : Mars
OX : Oxygène	AL : Avril
SUL : Sulfates	MI : Mai
MO : Matières Organiques	JN : Juin
PHO : Phosphates	JT : Juillet
NIA : Nitrates	AT : Août
NII : Nitrites	SE : Septembre
MAN : Manganèse	OE : Octobre
POT : Potassium	NE : Novembre
SOD : Sodium	DE : Décembre
MAG : Magnésium	6 : 1966
SIL : Silice	7 : 1967
CL : Chlore	8 : 1968

P R E M I E R E P A R T I E

E T U D E D U M I L I E U

DESCRIPTION

1. La région de Paimpont. Situation géographique.

Située à une quarantaine de kilomètres au sud-ouest de Rennes, la région de Paimpont est depuis longtemps célèbre grâce à la légendaire forêt de Brocéliande qui, autrefois, descendait jusque dans la région d'Auray. Actuellement, bien que très réduite, elle s'étend encore sur plus de 7000 hectares et se place sur la terminaison ouest, largement dilatée, du synclinorium de Martigné-Ferchaud. On y trouve d'amples formations cambriennes (schistes rouges) et ordoviciennes (grès armoricains). Les grès occupent la partie centrale du massif et constituent les points culminants (255 m), tandis qu'en bordure, les schistes rouges forment les marges du système.

La région de Paimpont est soumise à un climat de type océanique. La température moyenne des étés s'établit vers 16-17°, celle des hivers vers 3-4°, ce qui donne des écarts de température assez peu considérables. Sur le plan local, on peut considérer cette région comme particulièrement pluvieuse; en effet, la hauteur des précipitations annuelles dépasse souvent 900 mm.

Dans cette région très vallonnée, l'homme a pu procéder à la mise en eau de nombreux étangs, environ 25, dont les plus récents ont, au moins, 150 ans. La forêt elle-même en contient 14, occupant au total plus de 300 hectares. Les plus petits couvrent une superficie d'environ 1 hectare; les plus grands dépassent 80 hectares; c'est le cas de celui du Pas-du-Houx choisi pour cette étude. Pour l'écologiste, cet étang présente un double avantage : d'une part, il est exempt de toute pollution, d'autre part, il constitue un milieu biologique bien équilibré car il n'est jamais mis à sec.

2. L'étang du Pas-du-Houx. Les stations étudiées.

Situé sur les grès armoricains, l'étang du Pas-du-Houx se rencontre en pleine forêt, à quelques 2 km au nord-est de Paimpont. Sensiblement orienté Sud-ouest - Nord-est, il a, grossièrement, la forme d'un triangle allongé dont l'angle le plus aigu, constituant la queue de l'étang, se trouve au nord-est. Les pins forment l'essentiel de la forêt qui l'entoure. Une digue de terre consolidée par des pierres permet de retenir les eaux. D'une superficie qui peut atteindre 84 hectares en hiver, l'étang du Pas-du-Houx est un étang plat; sa profondeur maximale, à quelques mètres de la digue, ne dépasse guère 2 m, tandis que, partout

ailleurs, elle oscille, le plus souvent, entre 1 m et 1,20 m. Une argile grise et peu épaisse, fournie par les grès armoricains, recouvre le fond de l'étang. Dans quelques endroits bien localisés, on peut déceler une faible épaisseur de vase. Vaste surface découverte au milieu de la forêt, l'étang est presque constamment balayé par les vents d'ouest.

Sur les rives, l'association à *Helodes* et à *Sphaignes* existe presque partout, interrompue seulement par la digue. Les sphaignes sont particulièrement développées à la queue de l'étang où elles forment une petite tourbière; l'eau ne recouvre totalement cette partie de l'étang qu'en hiver ou pendant des périodes très pluvieuses. Les sphaignes se trouvent également en abondance sur la rive ouest et s'avancent dans l'étang sur une dizaine de mètres en un épais tapis spongieux. Les autres ceintures de végétation et les associations végétales aquatiques ont déjà été décrites par Lenoir (1958).

L'alimentation de l'étang est assurée essentiellement par les précipitations atmosphériques; en hiver, s'y ajoute l'apport d'un ruisseau qui débouche dans l'angle nord-ouest de l'étang; en été, cet appoint disparaît car le ruisseau se réduit à un mince filet d'eau ou même s'assèche complètement. Le surplus des eaux s'écoule par la bonde et par une ouverture spécialement aménagée dans la partie sud-ouest de la digue.

LES STATIONS ETUDIEES. Pour avoir un aperçu aussi complet que possible des conditions physico-chimiques qui règnent dans l'étang et de la flore algale qui s'y développe, quatre stations ont été étudiées. Le choix de leur emplacement a été guidé par deux critères, d'une part, leur situation dans l'étang, d'autre part, les associations végétales, autres que les algues, qui s'y trouvent.

La Station 1, au nord-ouest de l'étang, à environ 10 m de la rive nord, se situe parmi des *Nymphaea alba*. De grands arbres la protègent efficacement des vents d'ouest. Le fond est recouvert d'une mince couche de vase, sans doute apportée par le ruisseau voisin.

La Station 2 se trouve au milieu d'une population de *Scirpus lacustris*, à environ 30 m de la tourbière à *Sphaignes* située à la queue de l'étang.

La Station 3 est placée au milieu de l'anse qui marque la rive nord. Beaucoup moins abritée des vents que la Station 1, elle se caractérise, en été, par une flore phanérogamique abondante et relativement variée. Outre des *Nymphaea alba*, on y rencontre *Polygonum amphibium*, *Ranunculus aquatilis*, *Potamogeton natans*, etc...

La Station 4 se trouve dans la partie sud de la rive ouest de l'étang, au fond d'une toute petite anse découpée dans l'épais tapis de Sphaignes.

Des prélèvements d'eau ont été effectués chaque mois dans les stations 1, 2 et 3, de février 1966 à décembre 1968, et pendant les années 1967 et 1968 à la station 4.

I . ANALYSE PHYSICO - CHIMIQUE

Les mesures et analyses physico-chimiques ont porté sur la profondeur, la température, l'oxygène, le pH et l'alcalinité, les matières organiques, l'azote, les phosphates, le soufre, les chlorures, la silice, le fer, le manganèse, le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium.

1. LA PROFONDEUR

Le tableau n° 1 résume les variations de la profondeur dans les stations étudiées. Dans les stations 1, 2 et 3, la hauteur d'eau dépasse rarement 90 cm en hiver; elle oscille, le plus souvent, entre 50 et 65 cm en été. Le fait le plus important à signaler est la baisse de niveau enregistrée aux stations 1 et 2 en janvier 1967, par suite d'un accident survenu à la bonde de l'étang. Il en résulta une mise à sec passagère (2 à 3 jours) de la station 1. A la station 4, la profondeur de l'eau est toujours très faible; elle ne dépasse pas 40 cm en hiver et avoisine 20 cm en été.

2. LA TEMPERATURE

Dans les quatre stations étudiées, la température a été mesurée une fois par mois et uniquement en surface. Selon les années, les températures maximales oscillent entre 22 et 28°, les températures les plus faibles descendent rarement au-dessous de 5°. En deux occasions, cependant (février et décembre 1968), des températures inférieures ont été notées : environ 2°. La station 4 se révèle, dans l'ensemble, plus chaude que les autres stations; la différence, 2 à 3° en moyenne, provient essentiellement de la faible épaisseur d'eau qui recouvre les Sphaignes.

A partir de juillet 1968, les variations de la température ont pu être suivies de façon continue grâce à un appareil enregistreur. Celui-ci fut installé en dehors des stations, à peu près à égale distance des rives sud et nord et à une cinquantaine de mètres de la rive ouest. C'est également à cet endroit dépourvu de végétation que furent placés les grands bacs utilisés pour le second essai d'écologie expérimentale. La profondeur de l'eau varie de 1 m à 1,30 m environ. L'appareil enregistreur était muni de deux thermomètres, l'un placé immédiatement sous

TABLEAU N° 1 - PROFONDEUR (en cm)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966						63	54	52	50	90	85	62
	1967	25	65	58	65	65	59	47	49	50	49	67	80
	1968	76	86	71			59	60	59	58	76,5	70	73
St.2	1966						74	64	62	50	88	81	78
	1967	40	74	63,5	75	71	72	50	45	55	63	64	82
	1968	82	80	85			70	64	67	72	76	68	70
St.3	1966						70	68	71	58	100	82	76
	1967	80	83	76	88	89	79	66	61	62	69	85	89
	1968	85	95	90			74	77	71	74	80	81	83
St.4	1967		40	35	30	34	22	20	15	15	25	30	33
	1968	37	40	32			25	30	20	20	25	24	25

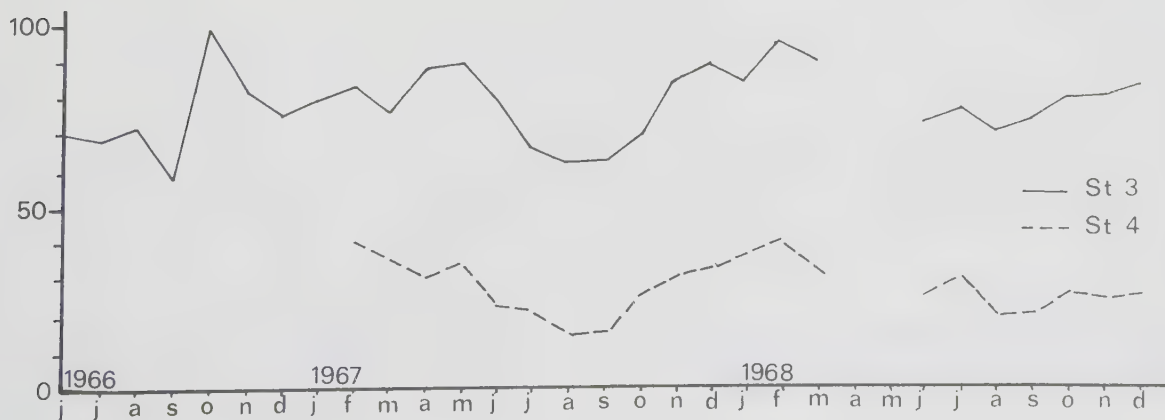
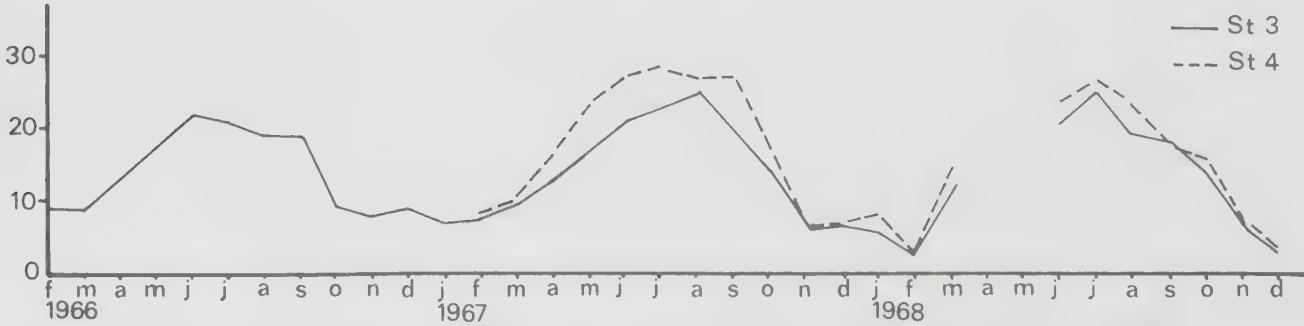
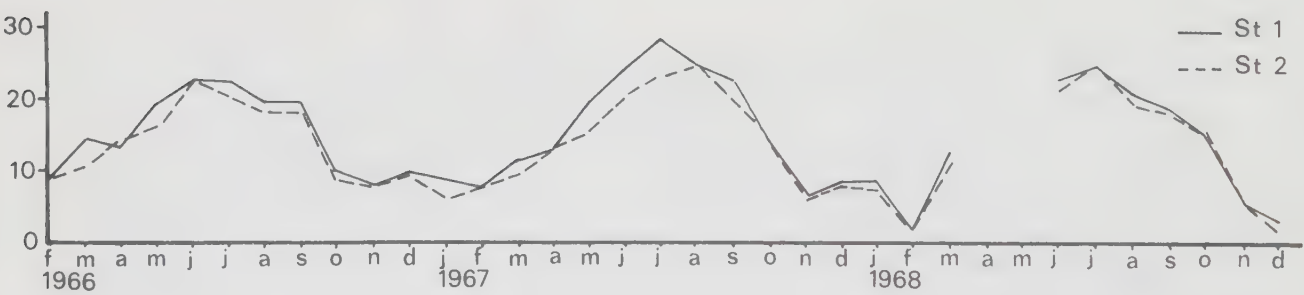


TABLEAU N° 2 - TEMPERATURE (degrés Centigrades)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		9	14	13	19	22,5	22	19	19	10	7,5	9,5
	1967	8	7,5	11	13	19	24	28	24,5	22	15	6	8,5
	1968	8	2,5	11,5			22	24	20	18	15,5	6	2
St.2	1966		9	10,5	14	16	22	20	18	18	9	8	9
	1967	6,5	7,5	9	13	15	20	23	24,5	20,5	14	6,5	7,5
	1968	7	2	12			21	24	19,5	18	14,5	6,5	1,5
St.3	1966		9	9	13	17	22	21	19	19	9,5	7,5	8,5
	1967	7	7,5	9,5	13	17	21,5	23	25	19,5	14	6	7
	1968	6	2,5	11,5			21	25	19,5	18	14	6,5	2
St.4	1967		8	10	16	23	27	28	27	27	17,5	6,5	7
	1968	8	2	15			24	27	23,5	18	16	8	4



la surface de l'eau, l'autre en profondeur, à 10 cm du fond de l'étang. La température a été enregistrée, sans interruption, de juillet 1968 à fin octobre 1969.

Pendant l'été, les moyennes mensuelles oscillent entre 20,5° et 23,9° en surface, entre 20,1° et 24° en profondeur. Les températures maximales localisées en juillet et août, vont de 28 à 31° en surface, de 29 à 30° en profondeur. Les températures les plus basses enregistrées au cours de la période estivale descendent jusqu'à 15°.

Pendant l'hiver, les moyennes mensuelles varient de 1,8 à 3,2° en surface, de 2,3 à 4,8° en profondeur. En surface, des minimums inférieurs à 0° se rencontrent à plusieurs reprises; par beau temps, les maximums peuvent atteindre 7°. En profondeur, des températures voisines de 0° sont très rares.

En été, les températures sont légèrement plus élevées en surface qu'en profondeur. Pendant la mauvaise saison, c'est à dire de novembre à mars, on observe le contraire. Toutefois, les écarts entre les températures en surface et en profondeur se révèlent, en général, de faible amplitude : de quelques dixièmes à 1°. Au printemps et en automne, il y a homogénéisation de la température dans toute la masse d'eau, phénomène analogue à celui observé dans la plupart des lacs. Les variations de la température en surface et en profondeur coïncident; c'est le cas, par exemple, entre les 19 et 20 mars 1969. L'augmentation de 1° observée en surface se retrouve immédiatement en profondeur. Par contre, en dehors de ces périodes, les changements de température enregistrés en surface se répercutent en profondeur avec quelques jours de retard. Par exemple, la remontée de la température de 15,5 à 19° observée du 29 au 30 septembre 1969 ne se fait sentir en profondeur qu'au début octobre, la température passant de 14° le 2 à 17° le 3 octobre. De même, pendant l'hiver, il faut une longue période de froid pour que la température avoisine 0° en profondeur; c'est le cas en février 1969. Au cours de l'année, l'amplitude journalière des variations de la température se situe, en général, au-dessous de 2°; elle peut toutefois atteindre exceptionnellement 6 à 7°.

3. L'OXYGENE

L'oxygène a été déterminé par la méthode classique de Winkler. Pour le travail sur le terrain, j'ai adopté l'appareil "Villeret" (1960) qui permet une manipulation rapide et efficace. Les résultats sont exprimés en mg/l d'oxygène et en pourcentage de saturation.

TABLEAU N° 3 - OXYGENE (en mg/1 O2)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		11,2	11,2	9,4	11,6	9,1	7,7	8,7	10,2	8,8	10,5	8,8
	1967	12,0	11,5	11,0	10,7	10,2	8,8	9,0	7,2	8,2	9,1	11,2	10,4
	1968	10,7	12,4	12,0			9,1	9,7	9,7	10,4	9,6	11,0	
St.2	1966		10,5	11,3	9,3	9,4	9,7	9,1	9,1	9,7	9,4	10,2	10,1
	1967	10,8	11,8	11,7	13,1	14,5	11,2	10,2	9,9	10,1	11,0	12,1	11,6
	1968	11,7	12,6	11,2			9,9	10,1	12,3	11,0	9,6	16,4	
St.3	1966		12,1	11,5	10,4	9,6	9,6	9,1	9,3	10,4	9,9	10,9	9,4
	1967	12,5	11,8	11,8	12,4	11,3	13,7	10,5	12,6	10,4	12,1	14,5	12,1
	1968	12,3	12,8	11,3			10,4	11,0	12,9	11,8	9,9	14,7	
St.4	1967			14,2	13,6	13,2	9,3	10,4	7,2	7,4	12,6	11,8	9,9
	1968	12,3	13,3	11,2			9,9	8,8	9,3	10,2	10,7	15,2	

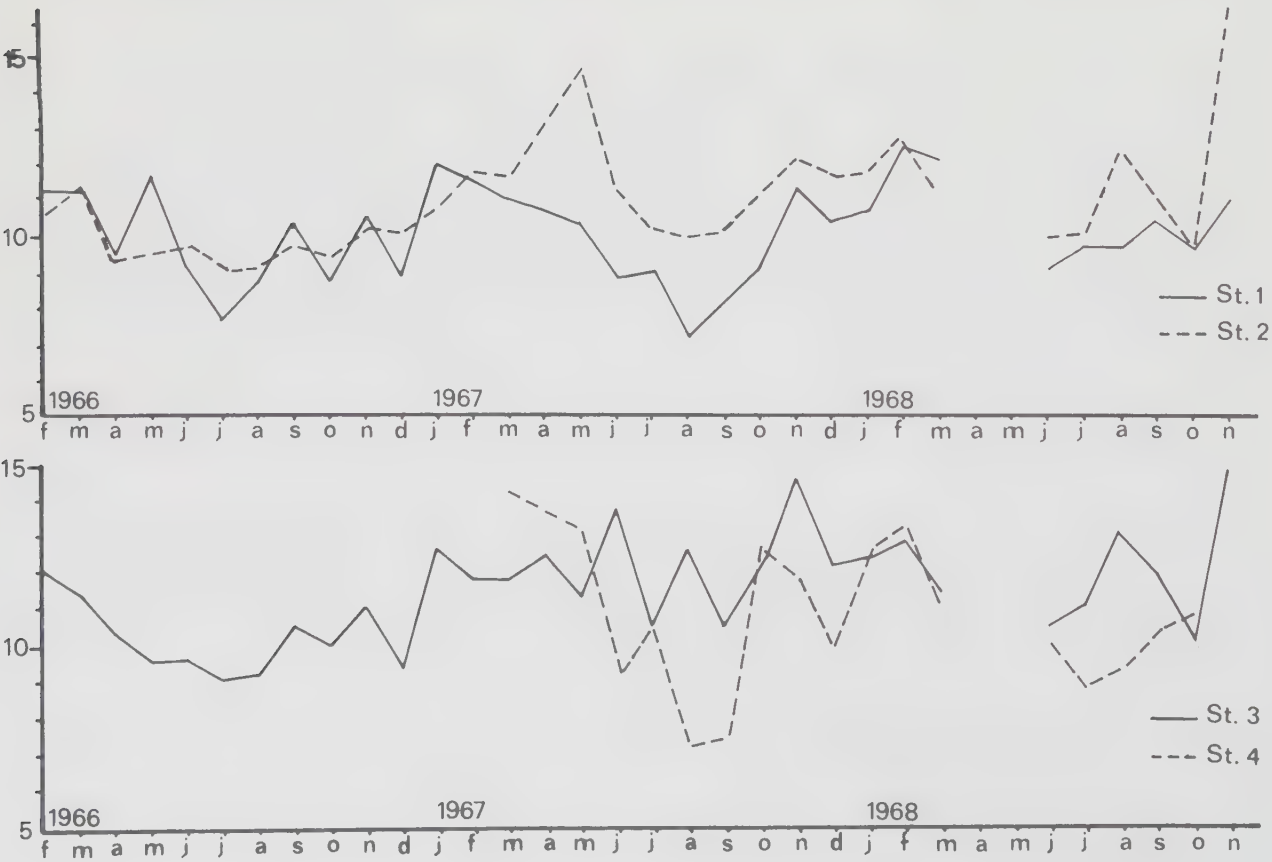
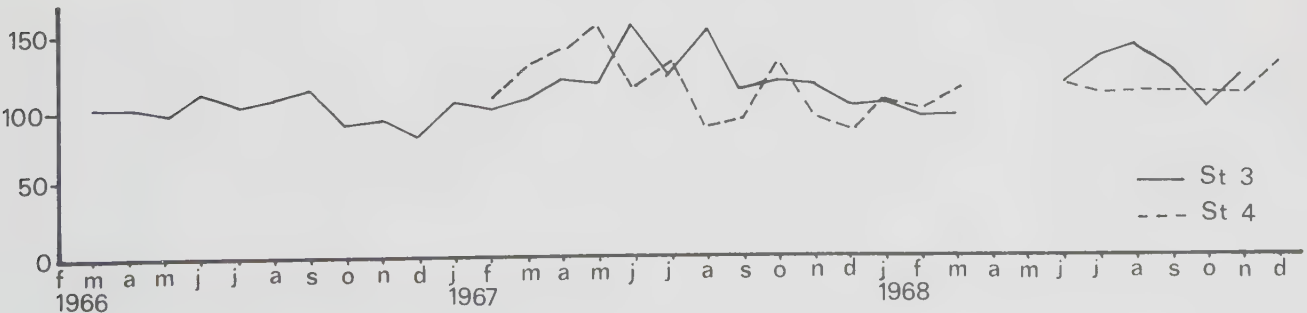
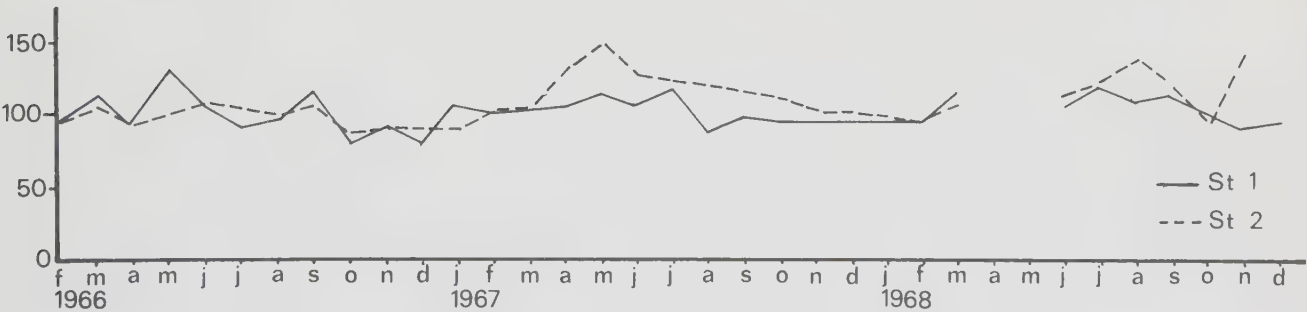


TABLEAU N° 4 - OXYGENE (en % de saturation)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		94	112	92	128	106	90	96	113	80	91	80
	1967	104	99	103	105	113	107	117	88	96	93	93	92
	1968	93	94	113			106	118	109	112	99	91	93
St.2	1966		94	104	92	98	114	102	99	105	84	89	90
	1967	91	102	105	128	148	126	122	121	115	110	102	100
	1968	99	94	107			114	122	138	120	97	140	
St.3	1966			102	101	98	112	104	106	114	90	94	83
	1967	106	102	107	121	120	158	126	156	116	121	120	103
	1968	105	97	96			119	137	145	128	99	124	
St.4	1967		108	130	142	157	118	135	89	94	135	99	84
	1968	107	99	114			120	112	112	111	111	133	



Les eaux de l'étang du Pas-du-Houx sont toujours bien oxygénées. Pendant la mauvaise saison, par suite de la diminution de l'activité des êtres vivants, la teneur en oxygène est réglée presque uniquement par des lois physiques comme la température, la pression atmosphérique, l'équilibre entre l'air et l'eau; dans l'étang, les eaux sont alors saturées, et parfois légèrement sous-saturées (78 %; 8,8 mg/l). Au printemps et en été, libéré par l'activité photosynthétique des plantes, l'oxygène constitue un apport très important; la perte provoquée par la diminution de la solubilité de l'oxygène due à l'augmentation de la température est ainsi largement compensée. Les eaux sont alors sursaturées et les pourcentages de saturation peuvent atteindre 158 % (13,7 mg/l).

Dans l'étang du Pas-du-Houx, aux eaux peu profondes et balayées par les vents, l'oxygénation demeure homogène à la surface et en profondeur, sauf dans des endroits bien localisés (sphaignes).

4. Le pH et l'ALCALINITE

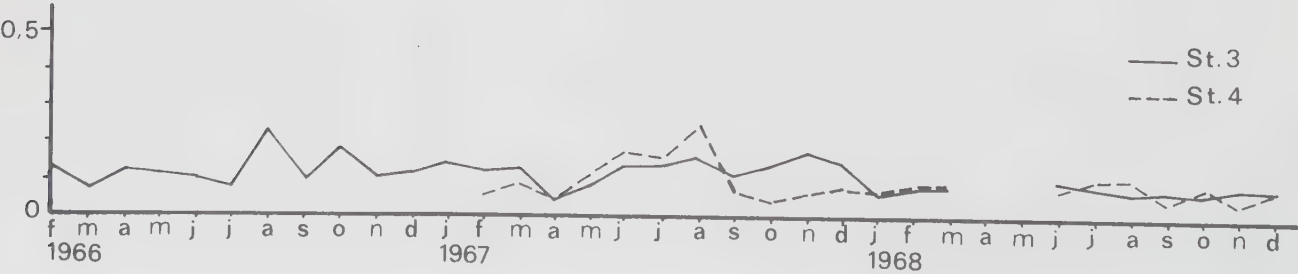
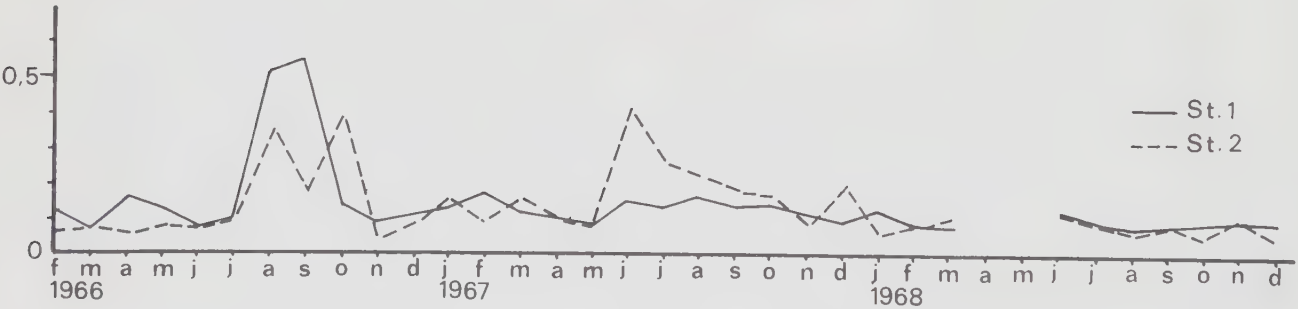
4.1. Le pH

Le pH est une des données physico-chimiques de l'eau le plus souvent mesurées; il dépend, en principe, de la quantité d'ions d'hydrogène H^+ supposés existant à l'état libre dans une solution. Dans les eaux naturelles, le pH n'est plus un facteur simple; ses variations représentent la résultante de réactions complexes qui se font entre les carbonates, les bicarbonates et le gaz carbonique de l'eau. Les points de prélèvement, l'heure du jour, la température et l'insolation, l'intensité de l'assimilation chlorophyllienne, la respiration des animaux, le métabolisme des bactéries et des champignons inférieurs sont autant de causes de variation du pH. Pour toutes ces raisons, je me suis efforcé, pour chaque station, d'effectuer les prélèvements à peu près aux mêmes heures. Toutes les mesures ont été enregistrées à l'aide d'un pH-mètre électrique.

Dans les quatre stations, les valeurs du pH sont légèrement acides. Une petite augmentation se décèle à la belle saison; on observe alors, parfois, des pH légèrement supérieurs à 7. C'est un phénomène classique dans les eaux faiblement tamponnées. L'utilisation massive de gaz carbonique par les plantes supérieures et les algues entraîne une élévation rapide, mais temporaire, du pH. Les plus faibles valeurs, de l'ordre de 5,3, ont été recueillies à la station 4, ce qui peut être attendu puisque cette station est, rappelons-le, située parmi les Sphaignes.

TABLEAU N° 6 - ALCALINITE (en meq/l de H CO3⁻)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		0,12	0,07	0,16	0,13	0,08	0,11	0,50	0,54	0,15	0,09	0,11
	1967	0,13	0,17	0,12	0,10	0,09	0,16	0,14	0,16	0,14	0,14	0,11	0,10
	1968	0,12	0,09	0,08			0,13	0,10	0,08	0,09	0,09	0,10	0,08
St.2	1966		0,06	0,07	0,06	0,07	0,07	0,10	0,35	0,17	0,39	0,04	0,09
	1967	0,16	0,10	0,16	0,11	0,08	0,41	0,27	0,22	0,18	0,16	0,09	0,20
	1968	0,07	0,08	0,11			0,12	0,10	0,07	0,08	0,06	0,11	0,05
St.3	1966		0,12	0,07	0,12	0,11	0,10	0,08	0,22	0,09	0,18	0,10	0,11
	1967	0,14	0,12	0,13	0,04	0,09	0,14	0,14	0,16	0,11	0,14	0,18	0,15
	1968	0,07	0,08	0,08			0,10	0,08	0,07	0,07	0,06	0,08	0,07
St.4	1967		0,06	0,09	0,04	0,12	0,17	0,16	0,25	0,08	0,04	0,07	0,08
	1968	0,07	0,08	0,09			0,07	0,11	0,10	0,04	0,08	0,04	0,08



4.2. L'Alcalinité

L'alcalinité des eaux est due, sauf cas exceptionnel, à la présence des sels de l'acide carbonique. Le dosage est basé sur la neutralisation d'un certain volume d'eau (100 ml) par un acide fort (acide chlorhydrique) en présence d'un indicateur coloré. Deux types d'alcalinité sont, en général, déterminés :

4.2.1. L'alcalinité totale, qui concerne les ions OH^- , CO_3^{--} et HCO_3^- . Un mélange de vert de bromocrésol et de rouge de méthyle constitue l'indicateur coloré dont la zone de virage se situe à un pH voisin de 4,5. Les résultats sont exprimés en meq/l de HCO_3^- .

Dans les quatre stations, les valeurs de l'alcalinité restent faibles : les maximums se situent en été mais ne dépassent guère 0,4 meq/l; ils sont en rapport, comme le pH, avec l'activité photosynthétique des plantes. Les minimums apparaissent à la fin de l'automne et en hiver (0,04 meq/l).

4.2.2. L'alcalinité à la phénolphthaléine, qui concerne les ions CO_3^{--} et OH^- . Ce type d'alcalinité indique donc l'apparition des carbonates dans les eaux naturelles, ce qui se produit quand les valeurs du pH avoisinent ou dépassent 8,3 (Dussart, 1966).

L'alcalinité à la phénolphthaléine s'est toujours révélée nulle; la présence de carbonates n'a donc jamais pu être mise en évidence. Ce résultat est d'ailleurs conforme aux valeurs recueillies pour le pH.

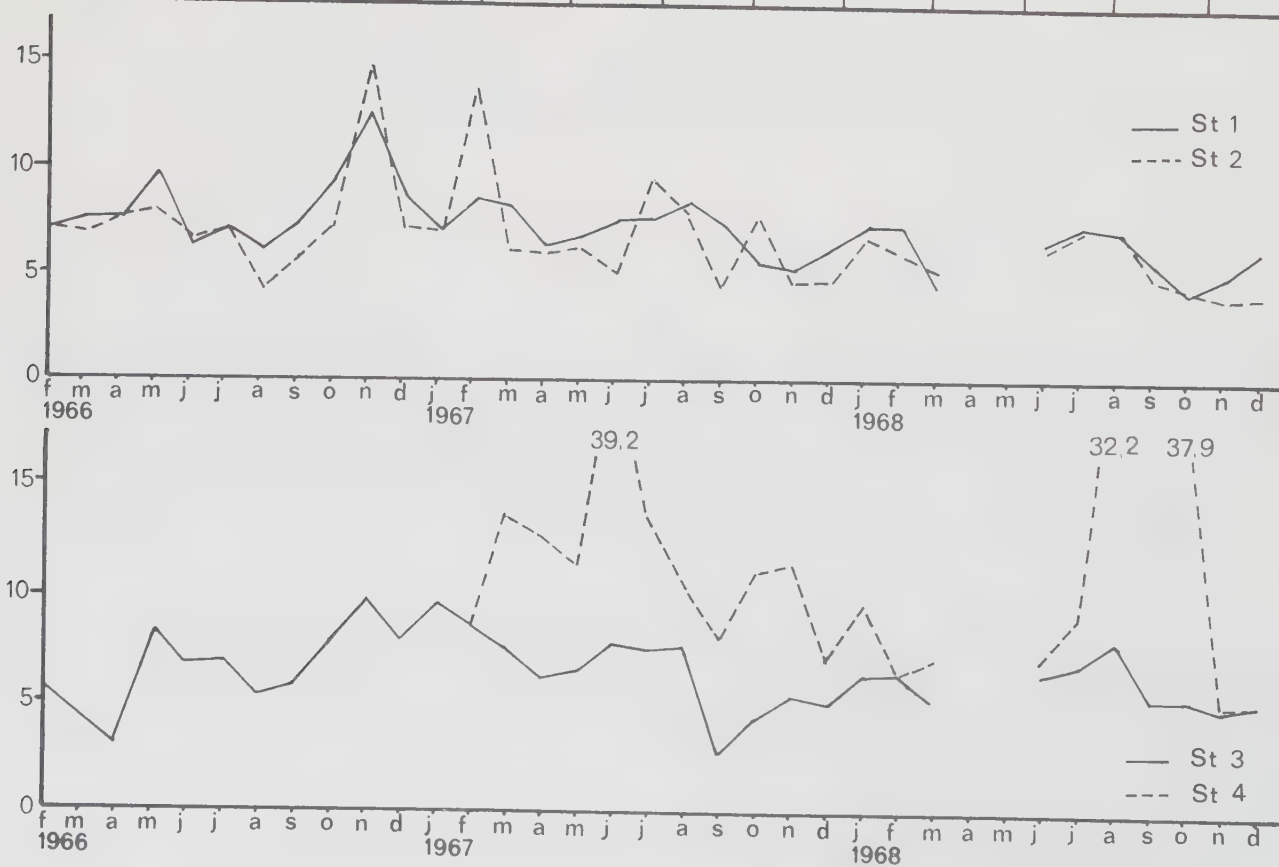
5. LES MATIERES ORGANIQUES

Les matières organiques ont été dosées à partir d'échantillons d'eau brute; la méthode classique de la réduction du permanganate de potassium en milieu acide, dans les conditions définies par Mackereth (1963), a été utilisée. Les résultats sont exprimés en mg/l d'oxygène emprunté au permanganate. Cette méthode ne donne pas une mesure pleinement quantitative des matières organiques présentes (carbone), mais elle permet d'avoir des résultats comparables.

Dans les stations 1, 2 et 3, les valeurs moyennes sont de l'ordre de 6-7 mg/l. Les valeurs maximales ne dépassent pas 13,5 mg/l tandis que les valeurs les plus basses avoisinent 3 mg/l. En règle générale,

TABLEAU N° 7 - MATIERES ORGANIQUES (en mg/l O₂ emprunté au permanganate)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		7,0	7,5	7,6	9,7	6,3	7,1	6,0	7,3	9,4	12,4	8,6
	1967	7,0	8,5	8,1	6,4	6,9	7,5	7,6	8,3	7,3	5,7	5,4	6,2
	1968	7,2	7,3	4,5			6,5	7,3	7,0	5,7	4,2	5,0	6,2
St.2	1966		7,0	6,9	7,7	7,9	6,6	7,0	4,4	5,7	7,3	14,8	7,4
	1967	7,2	13,5	6,0	5,9	6,3	4,9	9,4	7,8	4,6	7,8	4,8	4,8
	1968	6,9	5,9	5,2			6,2	7,1	7,2	4,9	4,3	3,9	4,1
St.3	1966		5,6	4,3	3,0	8,4	6,8	6,9	5,4	5,7	7,6	9,8	7,9
	1967	9,5	8,4	7,5	6,1	6,5	7,8	7,5	7,5	2,8	4,3	5,3	5,0
	1968	6,3	6,3	5,3			6,5	6,9	7,9	5,4	5,2	4,8	5,0
St.4	1967		8,4	13,8	12,9	11,4	39,2	13,8	10,4	8,1	11,0	11,6	7,1
	1968	9,6	6,4	7,1			7,0	9,1	32,2	37,9	18,0	5,2	5,1



Les teneurs en matières organiques tendent à diminuer en automne; les maximums apparaissent au début de l'hiver et en été. Ce cycle, toutefois, ne semble pas toujours se répéter d'une année sur l'autre. C'est ainsi qu'en 1966, dans les trois stations précitées, les matières organiques ont atteint leurs valeurs maximales au mois de novembre alors qu'elles tendaient vers un minimum en été.

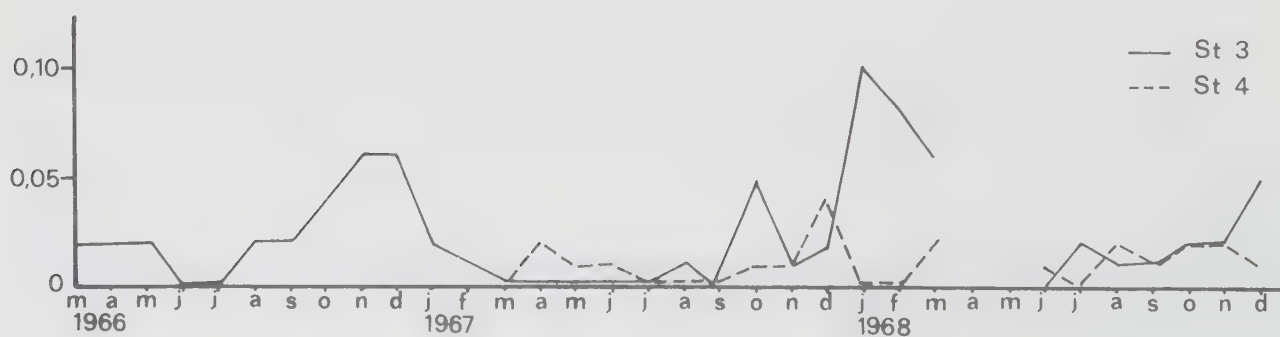
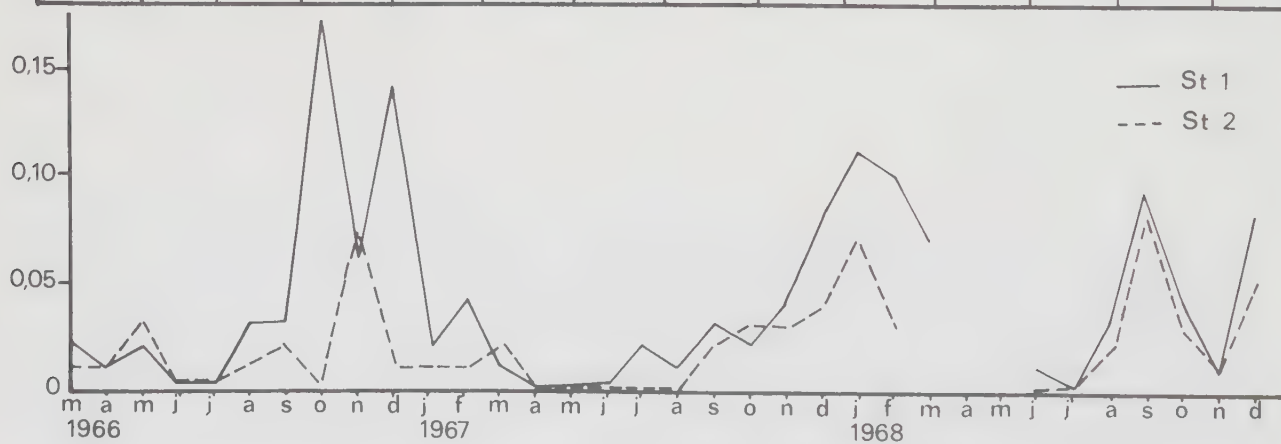
Le cas de la station 4 est particulier. Le taux en matières organiques se montre nettement plus élevé que dans les autres stations. La valeur moyenne avoisine 14 mg/l. Un cycle annuel régulier se constate facilement. Les plus fortes teneurs se placent toujours en été avec un maximum atteignant 39 mg/l tandis que le minimum descend jusqu'à 5,1 mg/l à la fin de l'automne et au début de l'hiver. Ce cycle est pratiquement identique à celui observé par Villeret (1954,a). Ce dernier, comme beaucoup d'autres auteurs (Ohle, 1935, 1937; Einsele, 1936, 1937, 1938; Mortimer, 1941, 1942), avait noté une concordance très nette entre les courbes des matières organiques et du fer, mais il ajoutait : "ce qui ne signifie pas que toute la substance organique est liée au fer". Dans le cas de la station 4, les matières organiques semblent évoluer indépendamment du fer; ceci est particulièrement visible en 1968 où les mois d'août et de septembre sont caractérisés par de très hautes teneurs en matières organiques alors que le fer se maintient à des valeurs très basses. Les matières organiques proviennent, dans leur plus grande partie, de la décomposition des Sphaignes. Ceci laisserait supposer que le fer libéré n'est pas détectable par la méthode utilisée ou qu'il s'incorpore instantanément aux sédiments. Dans le cas de cette station, c'est en fait le manganèse qui, dans ses variations, se rapproche le plus des matières organiques.

6. L'AZOTE

La concentration en nitrites d'une eau peut être déterminée avec une grande précision. L'acide sulfanilique, diazoté en présence de nitrites, donne avec l' α -naphtyléthylènediamine une coloration rouge qui rend possible un dosage colorimétrique (Méthode de Griess-Ilosvay dans Mackereth, 1963). La sensibilité de la réaction est très grande et permet de détecter des concentrations inférieures à 0,02 mg/l. Pour le dosage des nitrates, la même réaction a été utilisée, la réduction de l'azote nitrique en azote nitreux étant réalisée par passage de l'eau à analyser sur une colonne de cadmium amalgamé (Morris et Riley, 1963). On obtient ainsi, pour un échantillon donné, la somme azote nitreux plus azote nitrique; la quantité de nitrites étant connue, il est très facile, par différence, de déduire la teneur en nitrates. Quant à l'azote ammoniacal, il a été étudié par le réactif de Berthelot qui s'adapte bien à un dosage colorimétrique (Bertru, 1968). Les résultats sont exprimés en azote nitrique N-NO_3^- mg/l, en azote nitreux N-NO_2^- mg/l et en azote ammoniacal N-NH_4^+ mg/l.

TABLEAU N° 8 - NITRATES (en N-NO_3^- mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966			0,02	0,01	0,02	t	t	0,03	0,03	0,17	0,06	0,14
	1967	0,02	0,04	0,01	0	t	t	0,02	0,01	0,03	0,02	0,04	0,08
	1968	0,11	0,10	0,07			0,01		0,03	0,09	0,04	0,01	0,08
St.2	1966			0,01	0,01	0,03	t	t	0,01	0,02	t	0,07	0,07
	1967	0,01	0,01	0,01	0,02	t	t	t	0	0	0,02	0,03	0,03
	1968	0,04	0,07	0,03			0	t	0,02	0,08	0,03	0,01	0,05
St.3	1966			0,02	0,02	0,02	t	t	0,02	0,02	0,04	0,06	0,06
	1967	0,02	0,01	t	0	t	t	t	0,01	0	0,05	0,01	0,02
	1968	0,10	0,08	0,06			0	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,05
St.4	1967		0	t	0,02	0,01	0,01	t	0	0,01	0,01	0,01	0,04
	1968	0	0	0,02			0,01	0	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01



Pour les étangs ou pour les lacs, les principales sources d'azote sont : la décomposition des matières organiques, les eaux de pluie (600 mg/l d'azote nitrique et ammoniacal par mètre carré pour une précipitation annuelle de 1650 mm : Ruttner, 1963), le lessivage des sols amenant des nitrates dus à l'activité des bactéries nitrifiantes et, surtout, les eaux de ruissellement provenant des champs cultivés; on peut y ajouter la fixation de l'azote atmosphérique par les bactéries (*Clostridium*) et par certaines Cyanophycées. De par sa situation géographique et son alimentation, l'étang du Pas-du-Houx n'a pratiquement comme apport extérieur d'azote, que les précipitations atmosphériques; la faible densité de la population de Cyanophycées ne permet pas d'envisager un rôle quelconque de ces algues dans le bilan azoté de l'étang; de même, l'apport dû aux bactéries est sans doute limité. C'est pourquoi, pendant la plus grande partie de l'année, les teneurs en azote nitrique demeurent inférieures à 0,02 mg/l, et se réduisent même à l'état de traces pendant l'été. Les maximums s'établissent en hiver mais ne dépassent pas 0,17 mg/l. Dans son étude sur les tourbières de la région, Villeret (1954, a) trouvait des valeurs légèrement supérieures (0,04 mg/l à 0,39 mg/l), mais qui concernaient de petites collections d'eau. Dans l'étang du Pas-du-Houx, les nitrates ont, en grande partie, la même origine, c'est à dire la décomposition des matières organiques; on peut supposer que les teneurs en azote nitrique y sont légèrement plus faibles par suite des phénomènes de dispersion en rapport avec l'étendue de la masse d'eau.

Dans les quatre stations étudiées, la présence de nitrites ou d'ammoniaque n'a jamais pu être mise en évidence, ce qui semble en accord avec les données antérieures; en effet, selon Ruttner (1963) : "il n'y a pratiquement d'azote dans les lacs oligotrophes que sous forme de nitrates, sauf, exceptionnellement, en surface, des traces de nitrites ou d'ammoniaque".

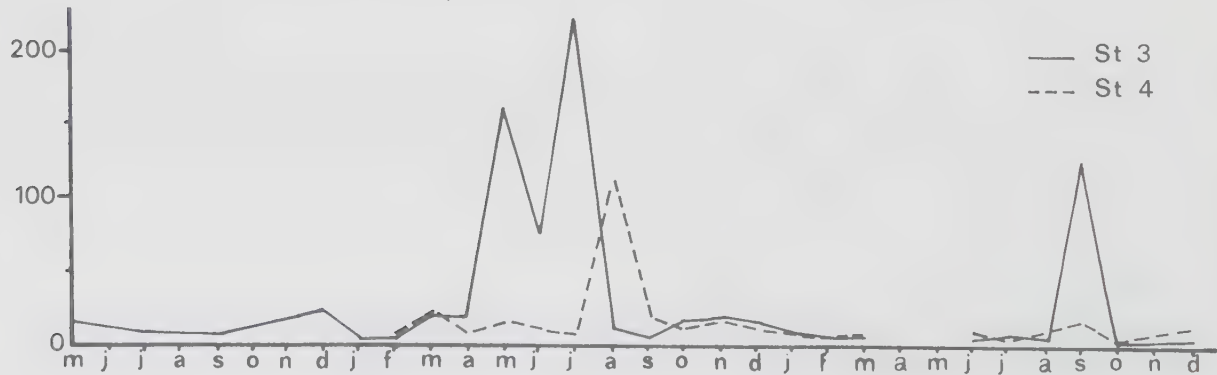
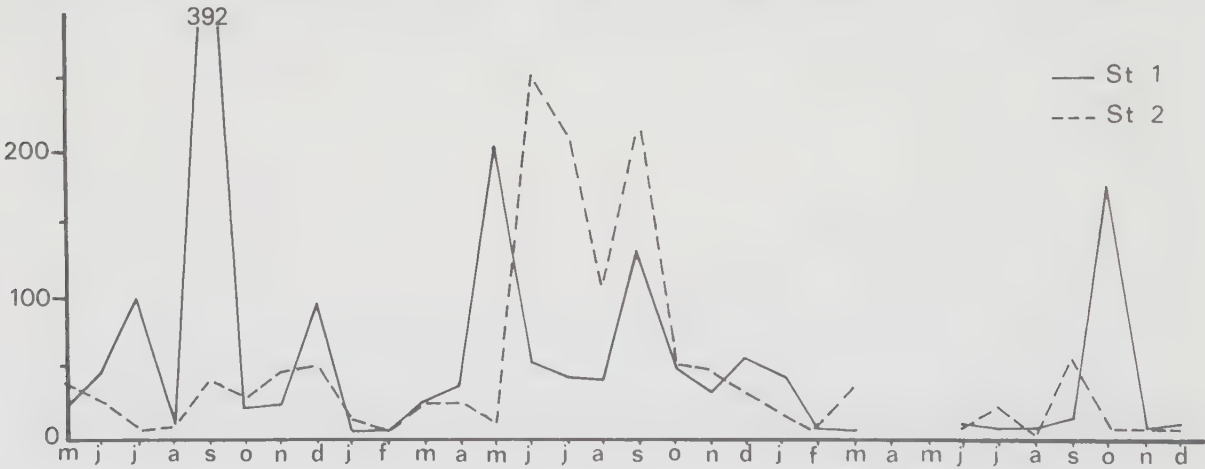
7. LES PHOSPHATES

Seuls les orthophosphates ont été déterminés. Les dosages ont été effectués au laboratoire 24 à 48 heures après les prélèvements d'échantillons d'eau. La méthode utilisée (Mackereth, 1963) est basée sur le principe suivant : le phosphomolybdate est extrait sélectivement et quantitativement dans le n-hexanol. La sensibilité de la méthode classique est considérablement augmentée. Les résultats sont exprimés en $\mu\text{g/l}$ de P-P04^{---} .

Dans l'étang du Pas-du-Houx, les concentrations en phosphates solubles, qui s'élèvent jusqu'à 250 $\mu\text{g/l}$, peuvent se réduire, mais rarement, à l'état de simples traces. La valeur exceptionnelle de 392 $\mu\text{g/l}$ en septembre 1966 à la station 1 semble accidentelle. Le plus souvent, les maxi-

TABLEAU N° 9 - PHOSPHATES (en P-PO4⁻⁻⁻ µg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966					21,0	45,0	94,0	9,0	392,0	19,2	23,0	90,8
	1967	4,4	3,8	24,8	34,0	200,0	52,0	42,0	39,6	128,0	48,0	30,0	56,0
	1968	39,2	6,0	4,8			9,3	2,8		12,9	170,0	4,2	3,8
St.2	1966					39,0	25,0	8,0	8,8	40,0	31,2	45,6	50,0
	1967	10,6	4,0	24,0	23,5	9,2	250,0	210,0	105,6	216,0	52,0	44,0	32,0
	1968	16,0	7,0	36,0			7,2	2,4	4,0	57,2	6,4	3,5	2,9
St.3	1966					15,8	11,0	7,0	5,2	4,0	11,7	16,6	22,6
	1967	3,2	2,0	17,2	16,4	160,0	76,0	220,0	10,0	2,7	14,5	18,0	13,6
	1968	7,4	2,0	3,6			3,3	5,2	3,2	123,0	1,0	2,0	3,2
St.4	1967		7,5	22,4	8,2	14,4	8,5	4,9	112,0	22,0	11,0	16,0	11,4
	1968	6,9	4,1	4,9			9,1	3,0	9,6	17,8	2,4	7,8	11,6



mums se placent au début de l'automne. Cette libération de phosphates en automne a également été constatée par Mortimer (1941), Wurtz (1962) et Schaperclaus (1962). Toutefois, des teneurs élevées pour l'étang peuvent également apparaître à d'autres époques, notamment à la fin du printemps; c'est le cas en 1966 et 1967 à la station 1, en 1967 à la station 2.

D'un mois sur l'autre, les teneurs en phosphates, dans une même station, peuvent montrer une grande hétérogénéité. Ces variations sont dues aux processus complexes qui entrent en jeu lors de la libération des phosphates dans l'eau. Selon Olsen (1964, 1966), il existe un équilibre entre l'eau et les sédiments qui, jouant le rôle de réservoir, peuvent libérer les phosphates lorsque leur concentration dans l'eau diminue. Abeliovich (1969), après des essais de fertilisation dans un étang de faible profondeur, conclut : " le taux de libération des phosphates à partir des sédiments semble dépendre uniquement du taux de consommation des phosphates par les algues". Il est d'ailleurs connu que ces dernières stockent facilement les phosphates dans leur cytoplasme et peuvent, pendant des semaines, se multiplier dans des solutions nutritives exemptes de phosphates libres (Rodhe, 1948; Mackereth, 1953). Le cycle des phosphates peut donc être associé à deux grands groupes de processus (Hepher, 1966) :

- les uns, liés à l'interface vase-eau, sont surtout de nature physico-chimique. On peut y ajouter un processus biologique : la consommation des phosphates par les bactéries de la vase et leur régénération à partir des matières organiques (produit de la décomposition des organes morts).

- les autres, liés au métabolisme des organismes vivants dans l'eau : phytoplancton, zooplancton, mais aussi plantes supérieures.

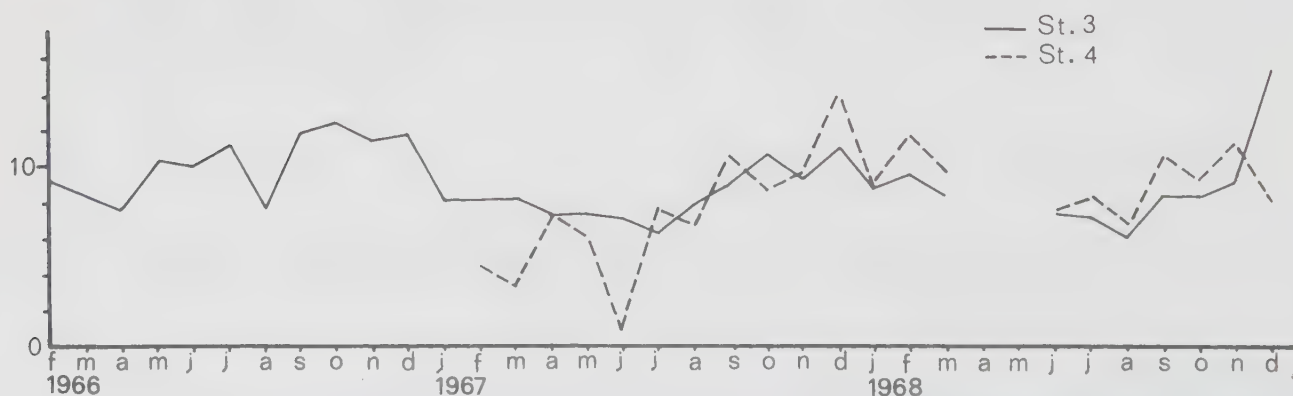
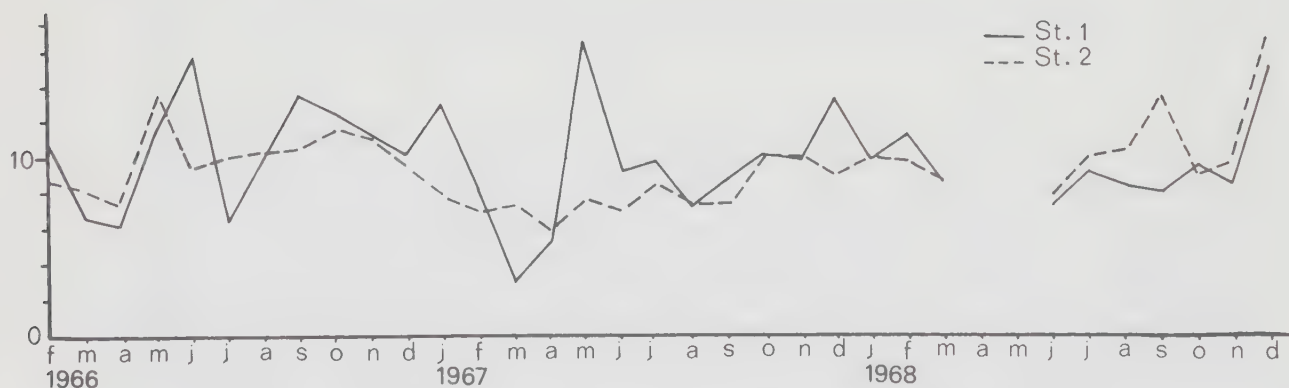
Pour avoir une vue d'ensemble du métabolisme des phosphates dans un étang ou un lac, il faudrait donc connaître, non seulement la teneur en phosphates de l'eau, mais également les réserves que recèle le fond de la masse d'eau et leurs possibilités de mobilisation au profit du phytoplancton. Toutefois, en général, la teneur en phosphates de l'eau donne une bonne indication de la quantité de phosphore immédiatement utilisable par les algues. Dans les étangs oligotrophes, selon Lund (1965), on trouve souvent moins de 10 µg/l de P-P04. Dans l'étang du Pas-du-Houx, tout au moins en ce qui concerne les stations étudiées, les teneurs en phosphates ne paraissent pas tellement faibles, même si on les compare à celles observées dans d'autres étangs à tendance eutrophe précédemment étudiés dans la région (Savouré et Le Cohu, 1966, Savouré, Le Cohu et Bertru, 1967).

8. LE SOUFRE

Le soufre a été recherché, dans l'étang du Pas-du-Houx, sous la forme de l'ion SO_4^{--} . Les sulfates ont été dosés par la méthode gravi-

TABLEAU N° 10 - *SULFATES* (en mg/l SO_4^{--})

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		10,4	6,7	6,2	11,6	15,4	6,6	10,1	13,4	12,6	11,3	10,1
	1967	12,8	8,1	2,9	5,1	16,3	8,9	9,5	7,4	8,7	9,8	9,5	13,3
	1968	9,9	11,3	8,6			7,3	8,9	8,4	7,9	9,4	8,4	14,9
St.2	1966		8,5	8,0	7,3	13,3	9,4	9,9	10,1	10,4	11,4	10,8	9,4
	1967	7,8	6,9	7,1	5,9	7,5	6,9	8,3	7,3	7,4	9,9	9,8	8,7
	1968	9,8	9,9	8,4			7,7	9,8	10,2	13,4	9,0	9,5	16,4
St.3	1966		9,0	8,2	7,5	10,3	9,8	11,1	7,6	11,6	12,3	11,4	11,6
	1967	8,1	7,9	8,1	7,4	7,6	7,1	6,1	7,8	8,7	10,7	9,2	10,8
	1968	8,6	9,5	8,3			7,4	7,0	5,9	8,1	8,0	9,0	14,9
St.4	1967		4,3	3,6	6,9	5,9	0,9	7,4	6,6	10,4	8,6	9,4	13,8
	1968	9,0	11,8	9,5			7,6	8,2	6,6	10,4	9,0	0,8	7,6



métrique (Rodier, 1966). Les ions SO_4^{--} sont précipités, en présence d'acide chlorhydrique, à l'état de sulfate de baryum par le chlorure de baryum. Le précipité, lavé et séché, est calciné. Le poids du résidu sec, multiplié par 0,416, donne la teneur en SO_4^{--} .

Dans les stations 1, 2 et 3, les valeurs maximales oscillent autour de 15-16 mg/l, tandis que les plus basses avoisinent, en général, 5-6 mg/l. Les variations des teneurs en sulfates, assez irrégulières au cours de l'année, ne sont pas uniformes dans toutes les stations. Une baisse sensible des concentrations en sulfates est souvent constatée au début du printemps (mars-avril) et parfois en été, mais, dans ce cas, à des mois différents suivant les stations. Les maximums se produisent également à des dates variables, le plus souvent à la fin du printemps pour la station 1, à la fin de l'été et au début de l'automne pour la station 2, en automne pour la station 3.

En 1967, la station 4 se distingue des autres stations; des valeurs très basses y ont été observées, par exemple, 3,6 mg/l en mars, 0,9 mg/l en juillet. Villeret (1954, a) avait constaté que les variations les plus amples des sulfates ont lieu dans les milieux tourbeux, et avait également relevé des quantités de sulfates minimales (0,5 mg/l) dans la frange à *Sphagnum* de l'étang du Moulin à papier. A la station 4, les très faibles concentrations en sulfates coïncident avec des teneurs en fer importantes et indiquent que des phénomènes de réduction ont lieu à l'interface vase-eau. On peut envisager la réduction des sulfates en sulfure ferreux, mais cette hypothèse n'a pu être vérifiée.

Des études précédentes (Villeret, 1954 a, 1958; Le Cohu, 1967), effectuées dans la région, avaient déjà montré l'aspect divers du cycle des sulfates. Villeret pouvait écrire : "Dans les lacs, certains facteurs d'homogénéité uniformisent plus ou moins les conditions physico-chimiques, tout au moins à certaines périodes de l'année (vents, courants de convection, etc...). Ici, dans les eaux emprisonnées par la végétation, c'est la diversité la plus complète (que l'on modifie d'ailleurs à chaque prise, en écartant les végétaux, par exemple)." (1954, p. 69).

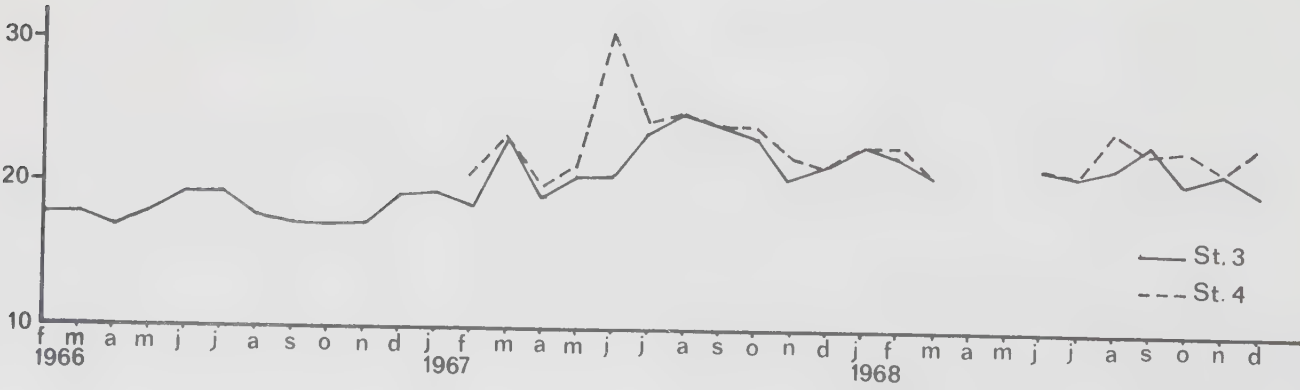
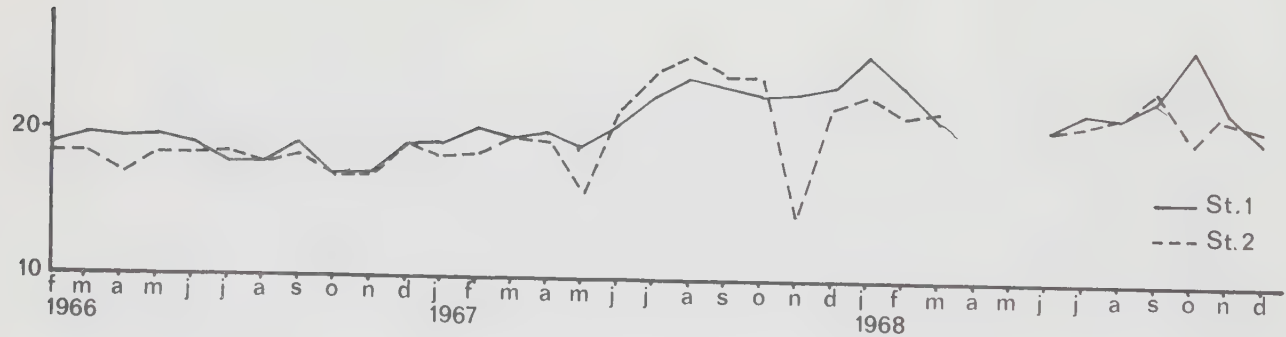
9. LES CHLORURES

Les chlorures ont été dosés par la méthode classique de Mohr (Rodier, 1966). Les résultats sont exprimés en mg/l de Cl^- .

Les valeurs moyennes avoisinent 21 mg/l et sont comparables à celles trouvées précédemment dans la région (Villeret, 1953, 1954 a, 1958;

TABLEAU N° 11 - CHLORURES (en mg/l Cl⁻)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		19,2	19,8	19,5	19,5	19,1	17,7	17,7	19,1	17,0	17,0	19,1
	1967	19,1	10,2	19,6	19,8	19,1	20,5	22,7	23,7	23,4	22,7	22,7	23,4
	1968	25,5	23,4	20,9			20,5	21,6	21,3	22,7	26,2	21,3	20,5
St.2	1966		18,4	18,4	17,0	18,4	18,4	18,4	17,7	18,4	17,0	17,0	19,1
	1967	18,4	18,4	19,5	19,2	15,6	21,3	24,1	25,5	24,1	24,1	14,2	22,0
	1968	22,7	21,3	21,6			20,5	20,9	21,3	23,4	19,5	22,0	19,8
St.3	1966		17,7	17,7	17,0	17,7	19,1	19,1	17,7	17,2	17,0	17,0	19,0
	1967	19,1	18,4	22,7	19,1	20,5	20,5	23,4	24,8	24,1	23,4	20,5	21,3
	1968	22,7	22,0	20,9			21,3	20,9	21,3	23,4	20,5	21,3	19,8
St.4	1967		20,5	23,4	19,8	21,3	30,5	24,3	24,8	24,1	24,1	22,0	21,3
	1968	22,7	22,7	20,9			21,3	20,9	24,1	22,7	22,7	21,3	23,4



Savouré et Le Cohu, 1966; Le Cohu, 1967 b; Savouré, Le Cohu et Bertru, 1967; Savouré, 1972). Sauf en de rares occasions (mai et novembre 1967 à la station 2, juin de la même année à la station 4), à une date donnée, les teneurs en chlore sont assez homogènes dans les stations. Le maximum absolu atteint 30,5 mg/l (juin 1967 à la station 4); le minimum descend jusqu'à 14,5 mg/l (novembre 1967 à la station 2); toutefois, l'amplitude des variations à l'intérieur d'une même station n'excède pas 10 mg/l. Si les teneurs les plus élevées apparaissent généralement à la fin de l'été, on peut aussi rencontrer en automne et en hiver de hautes valeurs qu'explique sans doute la proximité relative de la mer. En effet, Drishef (1940) estime de 4 à 9 mg/l l'apport de l'ion Chlore par la pluie à 50 km de la mer, distance voisine de celle qui sépare la forêt de Paimpont de l'Océan.

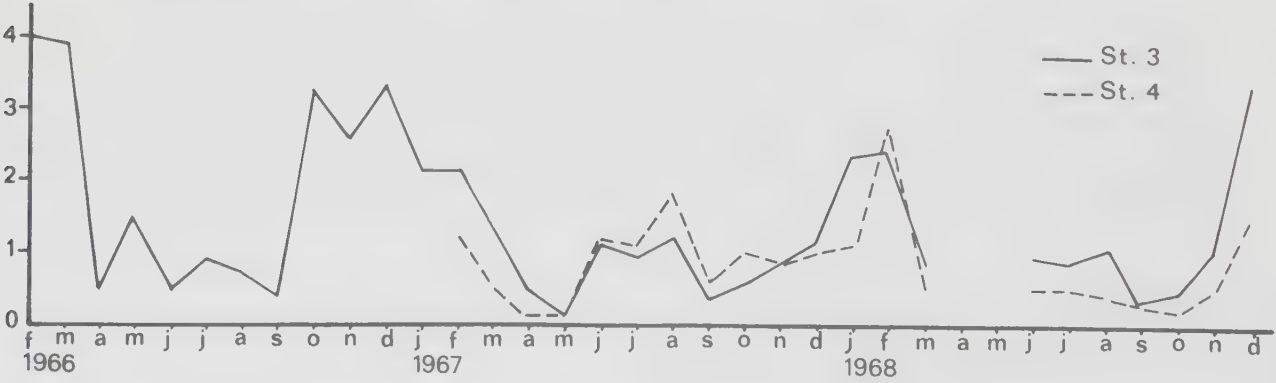
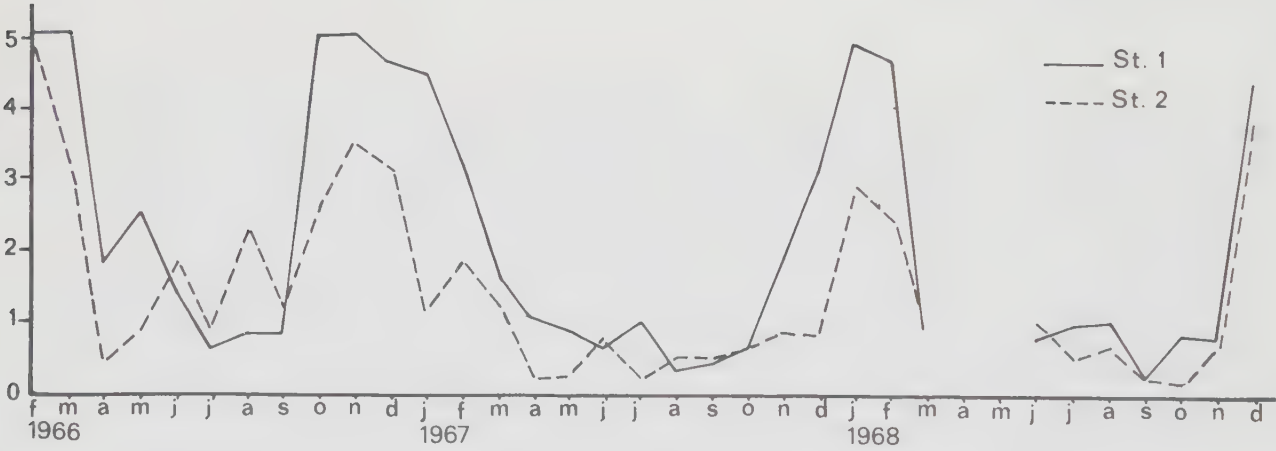
10. LA SILICE

Seule la silice dissoute a été dosée. A pH très acide, l'anhydride silicilique donne, avec le molybdate d'ammonium, une coloration jaune due à l'acide silico-molybdique; celui-ci peut être réduit, par l'acide amino-naphtol sulfonique, en anhydride silico-molybdique de coloration bleue, dont l'intensité peut être mesurée au photolorimètre. L'interférence due aux phosphates est éliminée par l'addition d'acide oxalique. Cette méthode (A.P.H.A., 1965), qui permet de doser de très faibles quantités de silice, s'est révélée parfaitement adaptée au type d'eau étudiée.

Dans les quatre stations choisies, un cycle annuel se constate facilement: les plus hautes valeurs se situent en hiver, une chute souvent brutale marque le début du printemps, de très faibles valeurs persistent pendant l'été et même une partie de l'automne. Le maximum atteint 5 mg/l tandis que le minimum s'abaisse à 0,1 mg/l. Ces valeurs sont très proches de celles citées par Hutchinson (1957) pour les lacs anglais du Lake District, pour les lacs alpins d'Autriche et pour les lacs du nord de l'Allemagne. La plupart des auteurs pensent que ce sont surtout les Diatomées qui, par leur forte absorption de silice, contribuent périodiquement, soit à diminuer la teneur en silice du milieu pendant leur période de développement, soit à l'augmenter au fur et à mesure de leur destruction progressive. Les observations dans l'étang du Pas-du-Houx sont donc en accord avec ce qui est énoncé ci-dessus; en effet, le maximum de développement des Diatomées se situe à la fin du printemps (mai-juin). Toutefois, cela ne suffit peut-être pas à expliquer entièrement la diminution de la silice enregistrée en été. Villeret (1954 a), dans les eaux des tourbières acides de la région, avait observé un cycle comparable à celui des lacs ou des étangs. Pour lui, cependant, la liaison entre la diminution de la silice et le développement des Diatomées n'est pas évidente: "Cela n'apparaît pas dans nos eaux où les Diatomées sont pauvrement représentées quant au

TABLEAU N° 12 - SILICE (en SiO2 mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		5,00	5,00	1,80	2,50	1,40	0,60	0,80	0,80	5,00	5,00	4,60
	1967	4,42	3,10	1,64	1,05	0,87	0,60	0,96	0,30	0,40	0,62	1,90	3,10
	1968	4,90	4,64	0,90			0,74	0,94	1,00	0,24	0,80	0,80	4,30
St.2	1966		4,80	3,20	0,40	0,90	1,80	0,90	2,30	1,20	2,60	3,48	3,10
	1967	1,10	1,80	1,20	0,20	0,25	0,72	0,20	0,50	0,48	0,62	0,84	0,80
	1968	2,90	2,38	0,90			0,98	0,48	0,68	0,20	0,10	0,64	3,80
St.3	1966		4,00	3,90	0,50	1,40	0,50	0,90	0,70	0,40	3,20	2,56	3,30
	1967	2,10	2,14	1,30	0,45	0,10	1,10	0,90	1,20	0,30	0,58	0,80	1,14
	1968	2,30	2,40	0,84			0,92	0,80	1,00	0,34	0,44	1,00	3,30
St.4	1967		1,20	0,50	0,10	0,10	1,18	1,10	1,80	0,60	1,00	0,80	1,00
	1968	1,10	2,70	0,50			0,50	0,50	0,40	0,24	0,20	0,50	1,50



nombre des espèces et présentent même, au moment de leur plus grande abondance relative (printemps et automne), un développement malgré tout restreint."

Remarque : Pendant l'été 1967, à la station 4, des concentrations en silice supérieures à 1 mg/l ont été observées, alors qu'elles ne dépassaient pas 0,1 mg/l les deux mois précédents. Elles coïncidaient avec de fortes concentrations en fer et en manganèse et de faibles teneurs en sulfates. Etant donné que la libération de la silice à partir des cellules mortes ne se fait que très lentement, des processus autres que ceux d'origine biologique interviennent. L'augmentation de la teneur en silice pendant cette période est probablement due, comme pour les éléments précités, à la formation d'une zone anaérobie dans les couches inférieures de l'eau.

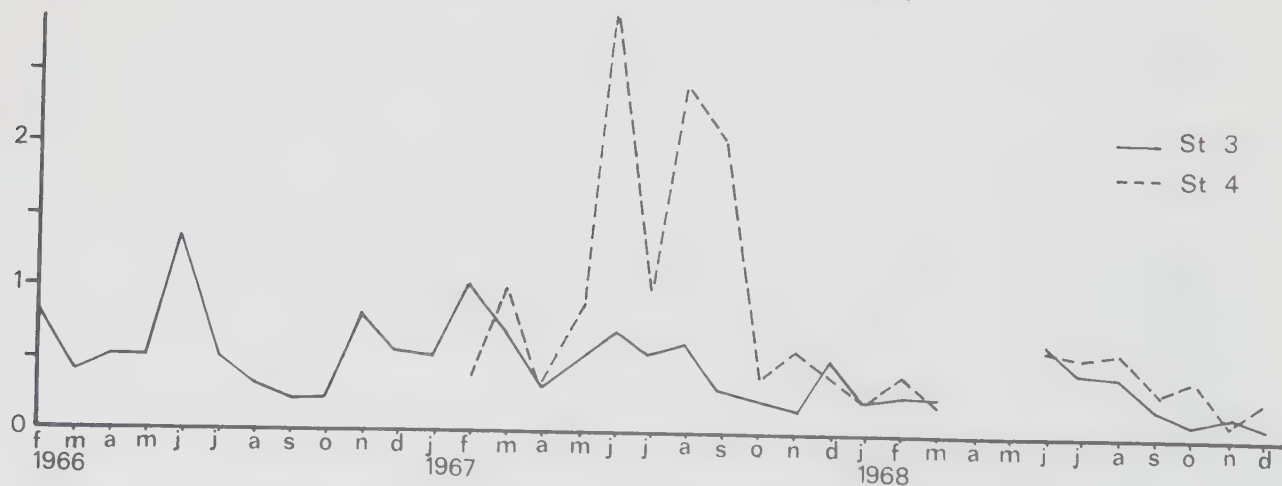
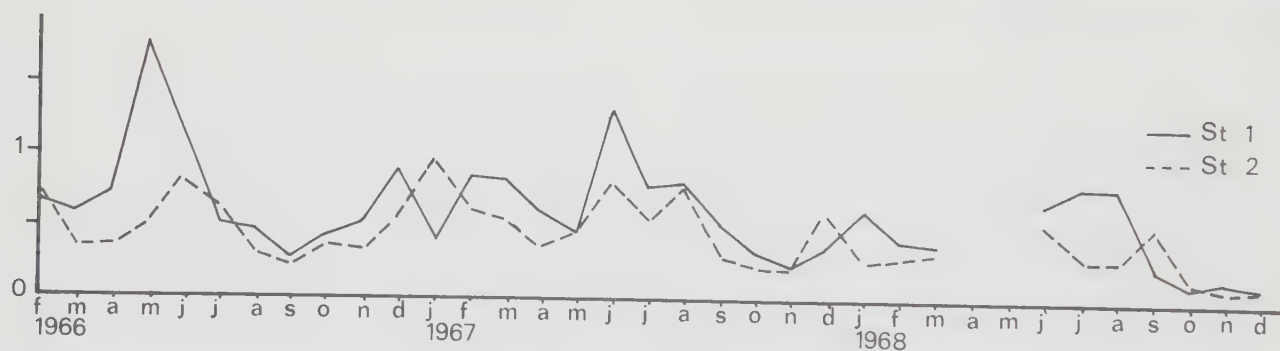
11. LE FER

Le fer a été dosé en fer total. A ébullition, l'acide chlorhydrique libère le fer sous forme ionique. Réduit ensuite à l'état ferreux, il peut être dosé colorimétriquement en utilisant la coloration rouge donnée par l'orthophénantroline en présence de fer ferreux (A.P.H. A., 1965). D'après Rodhe (1948), cette méthode donne une idée assez juste du fer assimilable par les algues.

Dans les quatre stations, le fer présente un cycle régulier. Les maximums apparaissent au début de l'été, les minimums se situent en hiver. Dans les stations 1, 2 et 3, la plus haute valeur atteint 1,3 mg/l; la moyenne annuelle n'excède pas 0,6 mg/l. En 1967, des valeurs nettement supérieures à celles obtenues dans les autres stations caractérisent la station 4 : teneurs avoisinant ou dépassant 2 mg/l, moyenne annuelle de l'ordre de 1,1 mg/l. Ces teneurs, importantes pour l'étang, semblent inhérentes au milieu où se situe cette station. Pearsall et Mortimer (1939) ont d'ailleurs montré que des pellicules d'hydroxyde ferrique se forment là où l'oxygène pénètre dans les couches d'eau riches en fer ferreux et peuvent s'accumuler en couche épaisse dans les étangs tourbeux stagnants. En effet, la boue humide fraîche qui résulte des premiers stades de la décomposition des Sphaignes consomme rapidement beaucoup d'oxygène. Très vite s'installe, dans les couches inférieures de l'eau, une zone où se produisent des phénomènes de réduction, attestés ici par les faibles concentrations en sulfates relevées à la station 4, cette même année 1967. La présence de couches d'eau pauvres en oxygène, comme nous le verrons en décrivant les variations de la composition chimique de l'eau à l'intérieur des cylindres expérimentaux, joue un rôle déterminant dans l'établissement de teneurs importantes en fer.

TABLEAU N° 13 - FER (en Fe mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		0,66	0,56	0,70	1,77	1,16	0,50	0,44	0,25	0,41	0,50	0,85
	1967	0,38	0,84	0,80	0,60	0,45	1,30	0,78	0,80	0,50	0,30	0,20	0,34
	1968	0,61	0,41	0,35			0,65	0,78	0,77	0,22	0,08	0,11	0,08
St.2	1966		0,72	0,34	0,35	0,52	0,82	0,60	0,30	0,20	0,35	0,30	0,54
	1967	0,94	0,60	0,52	0,36	0,45	0,80	0,54	0,74	0,30	0,20	0,20	0,60
	1968	0,25	0,28	0,30			0,50	0,28	0,27	0,47	0,11	0,08	0,08
St.3	1966		0,80	0,40	0,50	0,50	1,28	0,50	0,30	0,20	0,20	0,81	0,56
	1967	0,50	1,00	0,65	0,30	0,50	0,70	0,53	0,60	0,30	0,20	0,15	0,47
	1968	0,23	0,27	0,23			0,63	0,44	0,40	0,22	0,11	0,15	0,08
St.4	1967		0,38	0,94	0,32	0,86	2,86	0,96	2,40	2,03	0,38	0,60	0,37
	1968	0,27	0,42	0,20			0,60	0,55	0,59	0,30	0,41	0,11	0,30



12. LE MANGANESE

La méthode utilisée repose sur l'oxydation des ions manganèse en ions permanganate (MnO_4) par le parapériodate de sodium (Bertru, 1968). Les dosages ont débuté en août 1966.

Comme celui du fer, le cycle du manganèse est régulier. Les maximums se situent, le plus souvent, au début de l'été, les minimums en automne et en hiver. Aux stations 1, 2 et 3, les valeurs oscillent entre $6 \mu g/l$ et $200 \mu g/l$. La station 4 se caractérise par des teneurs en manganèse beaucoup plus importantes que celles trouvées dans les autres stations, surtout pendant la belle saison. Le maximum atteint $690 \mu g/l$ en juillet 1967 et en août 1968. La valeur moyenne avoisine $190 \mu g/l$ alors qu'elle n'excède pas $41 \mu g/l$ dans les autres stations. Pour l'essentiel, le manganèse a un comportement identique à celui du fer, mais il se réduit plus facilement. Le manganèse dissous apparaît donc dans l'eau à de plus fortes teneurs en oxygène que pour le fer. En conséquence, Feuillade (1966) pouvait écrire : "Si du manganèse est présent dans l'environnement, il doit toujours exister dans l'eau en même temps que le fer, le passage de la forme manganique à la forme manganieuse se faisant pour un potentiel d'oxydo-réduction plus élevé que pour la même transformation du fer. Il est donc possible de trouver dans l'eau du manganèse en l'absence de fer." C'est sans doute ce qui se produit en 1968 à la station 4. En effet, des concentrations élevées en manganèse y ont persisté de juin à septembre; dans le même temps, le fer ne subissait aucune fluctuation digne d'être notée par rapport au reste de l'année. Par contre, en 1967, de très fortes teneurs en manganèse coïncidaient avec de fortes concentrations en fer et de faibles quantités de sulfates, ce qui suppose des phénomènes de réduction beaucoup plus intenses.

Remarque : La teneur élevée en manganèse de janvier 1967 à la station 1 paraît occasionnelle. L'accident, survenu à la bonde de l'étang à cette époque, entraîna une baisse du niveau d'eau allant même jusqu'à la mise à sec de la station 1 pendant 2 à 3 jours. L'augmentation de la concentration en manganèse paraît en résulter.

13. LE CALCIUM

Le calcium a été dosé par la méthode colorimétrique donnée par Mackereth (1963). Le glyoxal-bis-(2 hydroxyanil) forme, avec le calcium, un complexe rouge fortement absorbant à $520 m\mu$. Le milieu, tamponné à pH 12,5, est stable en milieu alcoolique. Cette méthode permet de doser entre $0,5$ et $4 mg/l$ de calcium; elle est donc parfaitement adaptée aux eaux de la région de Paimpont.

TABLEAU N° 14 - MANGANESE (en Mn µg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966								13,5	54,1	25,0	17,5	38,7
	1967	135,4	50,0	62,5	51,2	17,5	104,0	75,0	37,5	100,0	15,0	12,5	14,1
	1968	13,0	16,6	21,3			48,3	35,0	70,0	37,0	8,3	21,7	10,6
St.2	1966								26,7	10,0	33,0	48,7	15,5
	1967	25,0	30,0	42,5	15,0	33,3	114,0	200,0	40,0	22,5	15,0	6,6	11,0
	1968	17,5	12,5	10,0			30,8	85,3	66,6	58,3	9,3	10,0	38,6
St.3	1966								29,6	10,0	26,3	23,0	20,5
	1967	72,5	30,0	131,0	15,0	21,0	12,5	170,8	30,0	20,0	10,0	6,6	11,0
	1968	13,0	15,0	25,6			25,5	69,0	55,0	68,3	11,0	13,0	6,6
St.4	1967		33,0	236,0	38,7	300,0	450,0	692,0	200,0	250,0	340,0	30,0	34,5
	1968	13,6	38,6	31,6			250,0	130,0	690,0	125,0	8,0	41,3	54,0

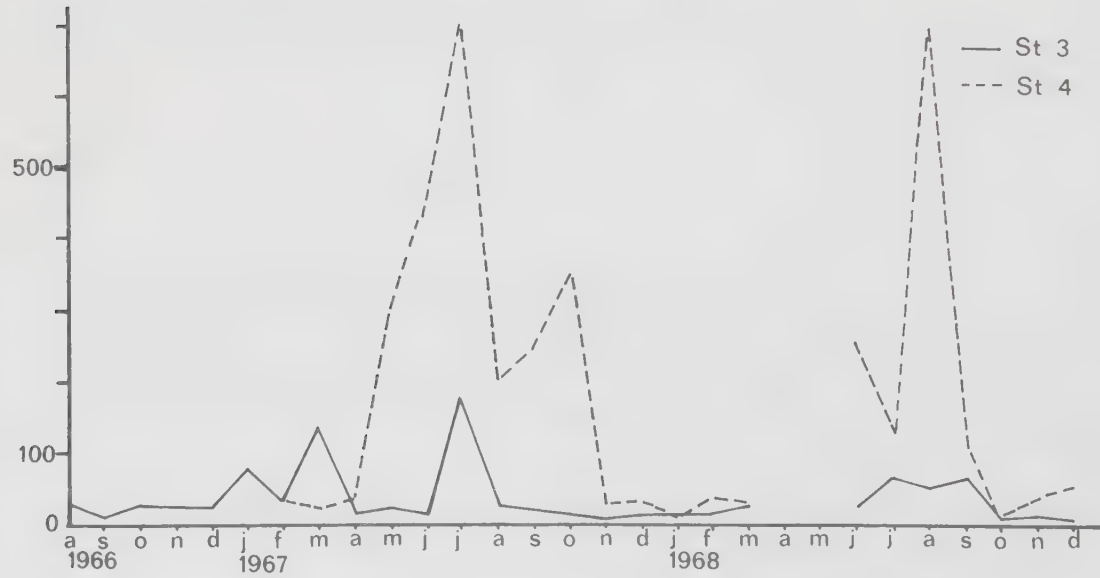
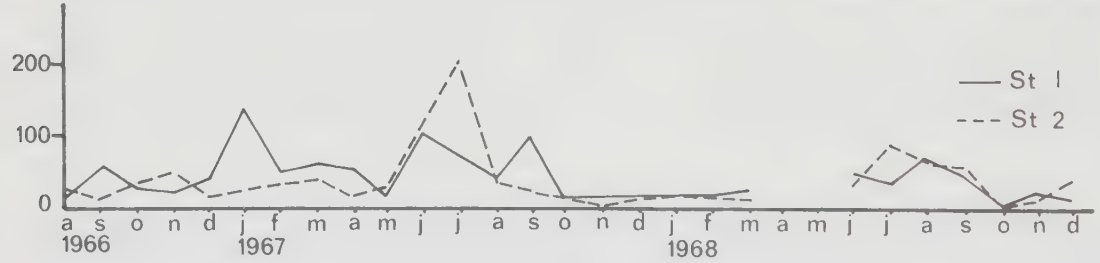
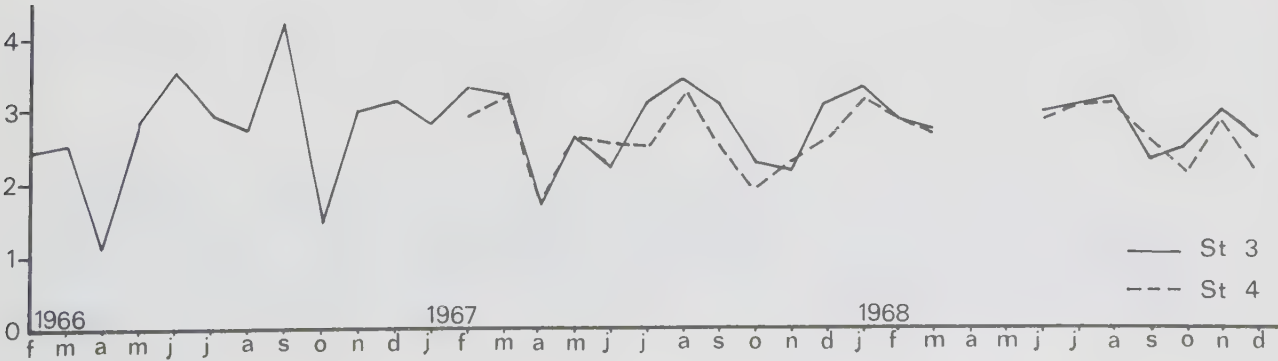
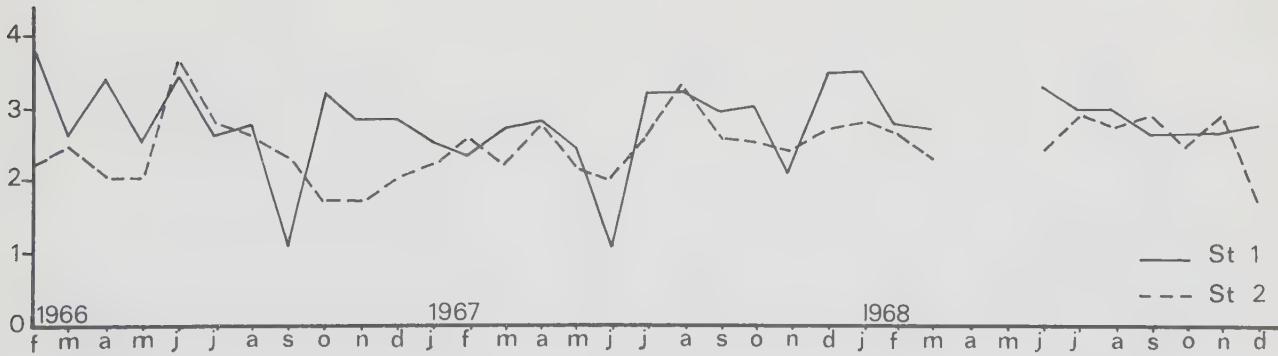


TABLEAU N° 15 - *CALCIUM* (en Ca mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		2,8	2,6	3,3	2,5	3,4	2,5	2,7	1,1	3,2	2,8	2,8
	1967	2,5	2,3	2,7	2,8	2,4	1,1	3,2	3,2	2,9	3,0	2,2	3,5
	1968	3,5	2,8	2,7			3,3	3,0	3,0	2,7	2,7	2,7	2,8
St.2	1966		2,2	2,4	2,0	2,0	3,6	2,8	2,6	2,3	1,7	1,7	2,0
	1967	2,2	2,6	2,2	2,8	2,2	2,0	2,6	3,2	2,6	2,5	2,4	2,7
	1968	2,8	2,7	1,8			2,4	2,9	2,8	2,9	2,5	2,9	1,7
St.3	1966		2,4	2,5	1,1	2,8	3,5	2,9	2,7	4,1	1,4	3,0	3,1
	1967	2,8	3,3	3,2	1,6	2,6	2,2	3,1	3,4	3,0	2,2	2,1	3,1
	1968	3,3	2,9	2,7			3,0	3,1	3,1	2,3	2,5	3,0	2,6
St.4	1967		2,9	3,2	1,7	2,6	2,5	2,5	3,3	2,5	1,9	2,3	2,6
	1968	3,2	2,9	2,7			2,9	3,1	3,1	2,6	2,1	2,9	2,2



Les eaux de l'étang du Pas-du-Houx sont très pauvres en calcium. Au cours de l'année, l'amplitude des variations est faible. Le maximum dépasse à peine 4 mg/l, le minimum descend jusqu'à 1 mg/l. La concentration moyenne oscille entre 2,5 et 2,8 mg/l. Ces valeurs se rapprochent beaucoup de celles recueillies par Villeret (1954 a). Bien souvent, les maximums se situent en période estivale. Les stations 3 et 4, qui présentent le cycle le plus régulier, montrent une légère baisse du taux en calcium au mois d'avril; les valeurs les plus élevées apparaissent, le plus souvent, en été; Feuillade (1966) avait également rencontré les plus hautes teneurs en juillet-août.

En 1945, Lefèvre, Spilmanmet Duché, étudiant les étangs de Sologne, observaient un cycle du calcium tout différent. Ils en donnaient l'explication suivante : en hiver, la teneur en chaux est à peu près constante tant que la température de l'eau est voisine de 5°. A cette époque, il n'y a ni enrichissement en chaux par destruction des cadavres animaux et végétaux, ni utilisation massive par le phytoplancton, et ceci, en raison de la basse température. Au contraire, à partir de mars-avril, la température atteint 12-14-16°, l'activité bactérienne se manifeste plus sensiblement et, comme à cette époque le phytoplancton est encore très peu développé, la production en calcium dépasse sa consommation et sa teneur augmente dans l'eau. Fin avril, début mai, la température relativement plus élevée et la lumière plus intense favorisent le développement du phytoplancton et de la végétation phanérogamique. La consommation de calcium dépasse alors sa production et on assiste à une diminution des teneurs dans l'eau. Plus tard, Wurtz (1962) notait également : "En principe, la teneur en calcium baisse jusqu'en juillet-août, puis elle remonte jusqu'en octobre."

Dans une précédente étude sur un autre étang de la région de Paimpont (Le Cohu, 1967 b), on a pu observer une semblable évolution des teneurs en calcium au cours de l'année : une première phase s'étalant sur tout l'automne et l'hiver se caractérisait par des teneurs relativement importantes pour l'étang; une deuxième phase couvrant le printemps et l'été montrait, par contre, de faibles taux en calcium. Au contraire, dans l'étang du Pas-du-Houx, il n'y a jamais diminution des teneurs en calcium au moment de la plus forte production du phytoplancton et des plantes supérieures. On a vu que le cycle y serait plutôt à l'inverse du précédent. Ceci fait apparaître que, dans deux étangs proches de quelques kilomètres, le cycle du calcium ne présente guère de similitude. Comme le montrent également les travaux de Villeret (1954 a) et Savouré (1972), il semble donc que, d'une manière assez générale, l'évolution des teneurs en calcium au cours de l'année dans un étang n'obéisse pas à une périodicité bien définie, même dans les limites d'une région déterminée.

Dans l'étang du Pas-du-Houx, la production a toujours tendance à dépasser la consommation; les végétaux qui se développent dans cet étang, notamment les algues, ont probablement un métabolisme nécessitant de faibles doses de calcium.

14. *LE MAGNESIUM*

Une eau contenant du magnésium donne, avec le jaune thiazol et en présence d'amidon comme colloïde protecteur, une laque orangée ou rouge qui permet un dosage colorimétrique (Rodier, 1966). L'intensité de la coloration est proportionnelle à la quantité de magnésium contenu dans la prise d'essai.

Dans les quatre stations, le cycle du magnésium est régulier, avec des variations bien marquées, bien que de faible amplitude. Nous avons trois maximums : le premier se situe au début de l'hiver, le second au début du printemps (avril, le plus souvent), et le troisième à la fin de l'été. De même, trois minimums se dessinent nettement chaque année : le premier à la fin de l'hiver, le second au début de l'été et le troisième en automne. Pour l'ensemble des stations et des trois années d'étude, la plus forte valeur atteint 3,1 mg/l et la plus basse descend à 0,5 - 0,6 mg/l. Feuillade (1966) avait remarqué que les variations du magnésium se rapprochaient beaucoup de celles du calcium. Par contre, pour Villaret (1954 a), ces deux corps varient indépendamment l'un de l'autre, ce qui semble être le cas dans les eaux de l'étang du Pas-du-Houx.

15. *LE SODIUM*

Le sodium a été dosé par spectrophotométrie de flamme. Le rôle que joue cet élément dans les eaux naturelles est encore très peu connu; il semble, toutefois, nécessaire aux Cyanophycées (Allen et Arnon, 1955; Kratz et Myers, 1955).

Dans l'étang du Pas-du-Houx, aux stations 1, 2 et 3, les teneurs en sodium varient de 8,9 mg/l à 13,5 mg/l. Au cours des deux premières années d'étude, le début de l'automne 1966 et la fin de l'été 1967 sont marqués par une augmentation de la concentration en sodium. Cependant, le maximum annuel se situe souvent à des dates différentes suivant les stations. C'est ainsi que les maximums de la station 1 se placent en juin (1966), ou en février (1967), ceux des stations 2 et 3 en avril (1967). En 1968, le cycle annuel présente des variations de faible amplitude; les maximums apparaissent en novembre dans les trois stations précitées.

En 1967, comme c'est également le cas pour le fer, le manganèse, la silice et les sulfates, la station 4 se distingue des autres stations; les variations des teneurs en sodium y sont beaucoup plus importantes. En effet, en février, avril et juin, les valeurs recueillies sont les plus élevées jamais obtenues dans l'étang : 17,5 mg/l, 15,8 mg/l et 17 mg/l. En 1968, rien ne distingue cette station des autres : le maximum se fixe également en novembre et il est du même ordre de grandeur.

TABLEAU N° 16 - MAGNESIUM (en Mg mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		2,8	1,1	2,6	2,3	1,7	1,3	1,7	2,0	1,6	1,0	1,1
	1967	1,8	0,8	1,3	1,7	1,8	1,0	1,0	1,6	2,3	1,4	2,1	2,1
	1968	2,0	1,7	2,5			2,2	1,1	1,7	1,7	1,8	2,0	1,8
St.2	1966		1,9	1,1	2,5	2,0	2,2	1,5	1,6	2,4	1,2	0,9	1,0
	1967	2,3	0,7	1,4	2,6	2,3	0,9	1,4	2,1	2,3	1,3	3,1	2,2
	1968	2,2	1,2	1,9			2,2	1,0	1,7	1,8	1,7	1,9	1,9
St.3	1966		2,5	1,1	2,4	2,1	1,2	1,4	1,7	2,5	1,4	1,1	1,1
	1967	2,5	0,6	1,5	1,6	1,9	1,0	1,2	1,9	2,3	1,2	1,9	2,2
	1968	2,1	1,1	2,1			2,1	1,4	1,6	1,7	1,4	2,0	1,7
St.4	1967		0,5	1,1	1,6	2,1	1,5	1,2	2,2	1,9	1,5	2,1	2,2
	1968	2,2	1,3	2,1			2,4	0,9	1,9	1,8	1,6	1,9	1,5

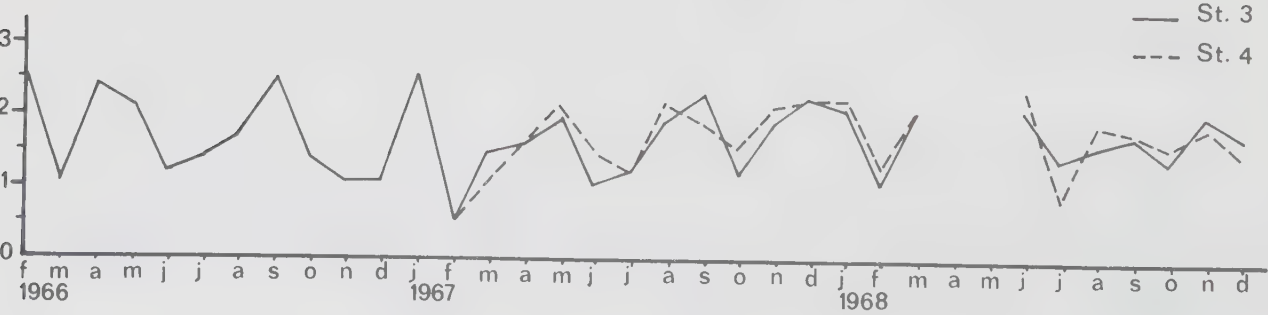
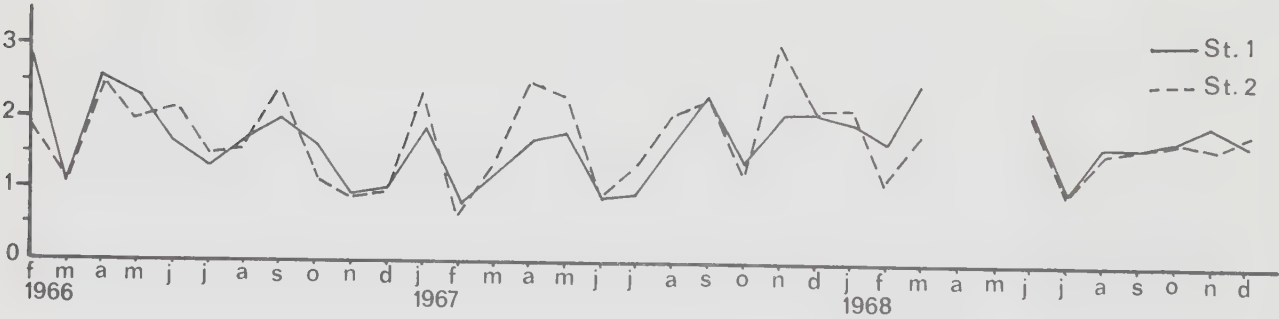
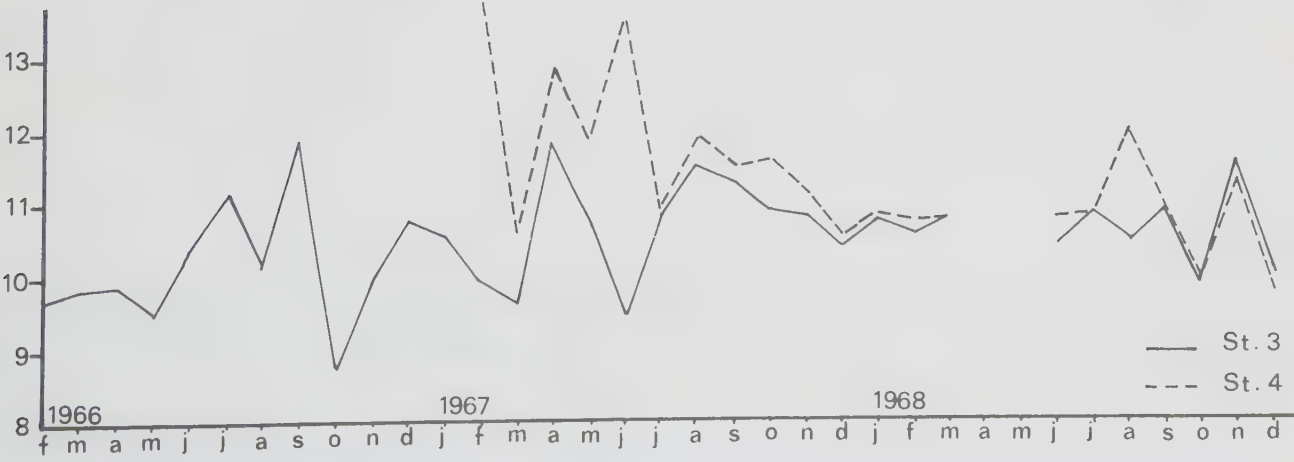
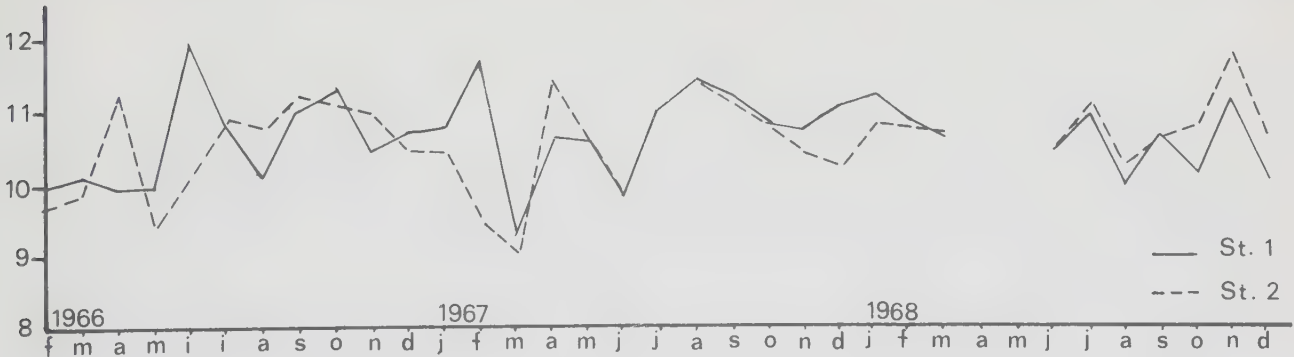


TABLEAU N° 17 - SODIUM (en Na mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		10,0	10,2	10,0	10,0	13,9	11,6	10,3	12,0	12,6	11,0	11,5
	1967	11,6	13,3	8,7	11,4	11,3	9,8	12,2	13,0	12,5	11,8	11,6	12,2
	1968	12,6	11,9	11,5			11,1	12,1	10,2	11,5	10,5	12,5	10,3
St.2	1966		9,4	9,7	12,5	8,9	10,1	11,9	11,6	12,5	12,3	12,0	11,0
	1967	11,0	9,2	8,2	13,0	11,3	10,8	12,2	13,0	12,4	11,8	11,0	10,7
	1968	11,8	11,7	11,5			11,1	12,5	10,7	11,5	11,7	13,8	11,6
St.3	1966		9,4	9,7	9,7	9,0	10,8	12,3	10,4	13,7	7,5	10,0	11,5
	1967	11,0	9,8	9,2	13,5	11,5	9,0	11,6	13,0	12,5	11,8	11,6	10,8
	1968	11,5	11,1	11,5			10,8	11,7	10,9	11,8	9,8	13,1	10,0
St.4	1967		17,5	11,2	15,8	13,8	17,0	11,7	13,8	13,0	13,2	12,3	11,0
	1968	11,7	11,5	11,5			11,6	11,7	14,0	11,8	9,8	12,7	9,6



16. LE POTASSIUM

Le potassium a également été dosé par spectrophotométrie de flamme. Constituant essentiel des tissus en cours de croissance, il est nécessaire aux cellules au moment de leur multiplication.

Dans les eaux de l'étang du Pas-du-Houx, les valeurs moyennes sont de l'ordre de 2,3 mg/l; le maximum atteint 5,4 mg/l, le minimum descend jusqu'à 0,8 mg/l. Le plus souvent, l'amplitude des variations est faible, entre 1,5 et 2,5 mg/l. Ces résultats concordent avec ceux déjà obtenus dans les étangs bretons étudiés précédemment (Villeret, 1954 a; Savouré et Le Cohu, 1966; Le Cohu, 1967 b; Savouré, Le Cohu et Bertru, 1967). Un cycle annuel est difficile à déceler. Les minimums se placent, le plus souvent, à la fin du printemps, les maximums en automne ou au début de l'hiver. Cependant, à une date donnée, le potassium peut varier dans des sens différents selon les stations.

17. ESSAI DE SYNTHÈSE DES RESULTATS ET CONCLUSION

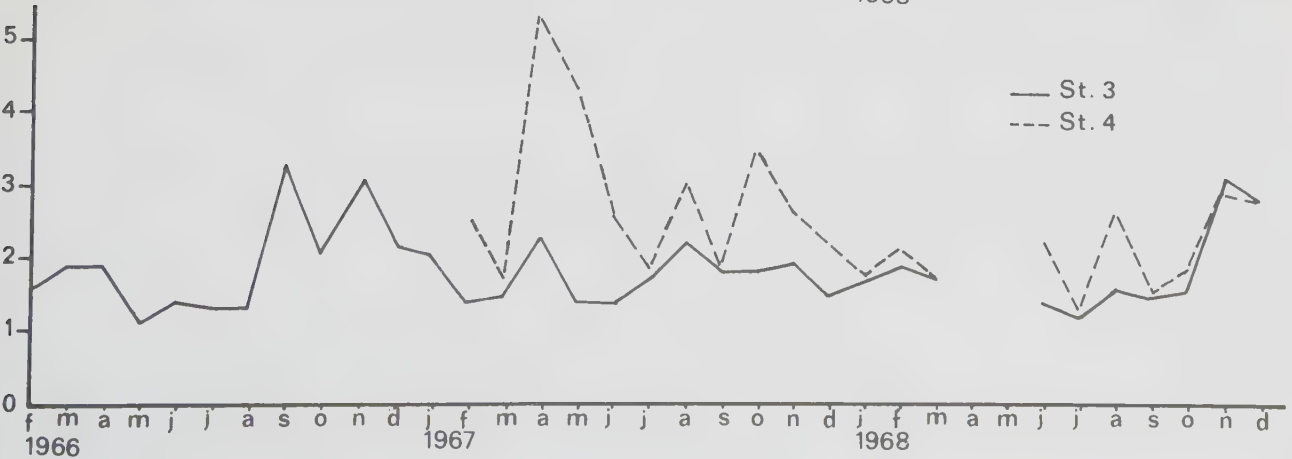
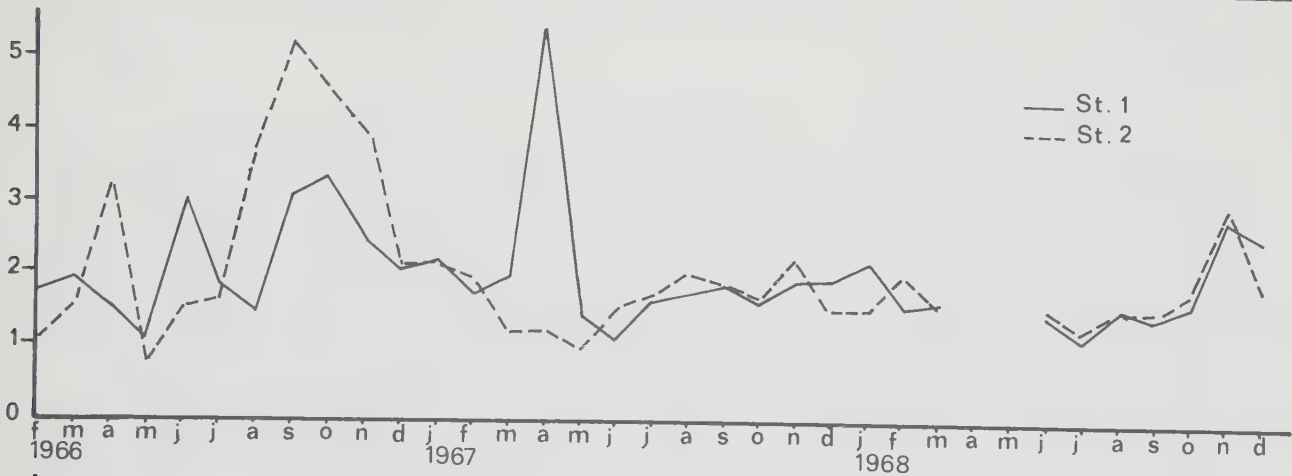
Dans ce travail on a utilisé jusqu'ici la méthode classique d'étude de l'évolution des biotopes naturels, qui consiste à effectuer un certain nombre de mesures physico-chimiques et à comparer les résultats après avoir représenté graphiquement leurs variations en fonction du temps. Cependant, il s'avère très difficile de manoeuvrer les résultats d'analyse qui, rappelons-le, concernent ici 4 stations, 3 années de mesures et 17 facteurs physico-chimiques. Pour pallier cette difficulté, l'ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES (Benzecri, 1966) commence à être utilisée en limnologie (Savouré, 1969 b; Laurent, 1972; Feuillade, 1972).

Cette méthode permet de visualiser les données d'un tableau de résultats à double entrée. Ce tableau, obtenu en portant sur n lignes les n facteurs à étudier et sur p colonnes leurs résultats pour les différents mois, peut se résumer par p points dans R^p (R étant l'ensemble des nombres réels), ou p points dans R^n . Dans l'Analyse des Correspondances, la métrique utilisée n'est pas la métrique euclidienne, mais une métrique du χ^2 , ce qui présente l'avantage de symétriser le problème et de permettre la représentation simultanée, pour chaque station, des mois et des variables étudiés.

En fonction de leurs affinités réciproques, les facteurs étudiés se disposent en un nuage de points dont, grâce à l'ordinateur, on extrait les axes principaux d'inertie, c'est à dire les directions d'étirement pri-

TABLEAU N° 18 - POTASSIUM (en K mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
St.1	1966		1,8	2,0	1,6	1,1	3,1	1,9	1,5	3,1	3,4	2,5	2,1
	1967	2,2	1,8	2,0	5,4	1,5	1,2	1,7	1,8	1,9	1,7	2,0	2,0
	1968	2,2	1,5	1,7			1,5	1,2	1,6	1,5	1,7	2,9	2,6
St.2	1966		1,1	1,6	3,2	0,8	1,6	1,7	3,9	5,2	4,5	4,0	2,2
	1967	2,2	2,0	1,3	1,3	1,0	1,6	1,8	2,1	1,9	1,8	2,3	1,6
	1968	1,6	2,2	1,7			1,5	1,3	1,6	1,6	1,9	3,1	1,9
St.3	1966		1,6	1,9	1,9	1,1	1,4	1,3	1,3	3,2	2,1	3,0	2,2
	1967	2,0	1,4	1,5	2,3	1,4	1,4	1,7	2,2	1,8	1,8	1,9	1,5
	1968	1,7	1,9	1,7			1,4	1,2	1,6	1,5	1,6	3,2	2,9
St.4	1967		2,6	1,7	5,3	4,4	2,7	1,9	3,0	1,9	3,5	2,7	2,2
	1968	1,8	2,2	1,8			2,3	1,3	2,6	1,6	1,9	2,9	2,8



vilégiées. On représente ce nuage par sa projection sur ses axes principaux. Cette représentation, dans un espace à deux dimensions déterminé par ces axes pris deux à deux, se traduit par des graphiques figurant deux axes perpendiculaires, autour desquels se répartissent les facteurs étudiés. Cette méthode permet donc d'avoir, à l'aide d'un seul graphique, une vue d'ensemble des variations dans le temps des différents facteurs les uns par rapport aux autres.

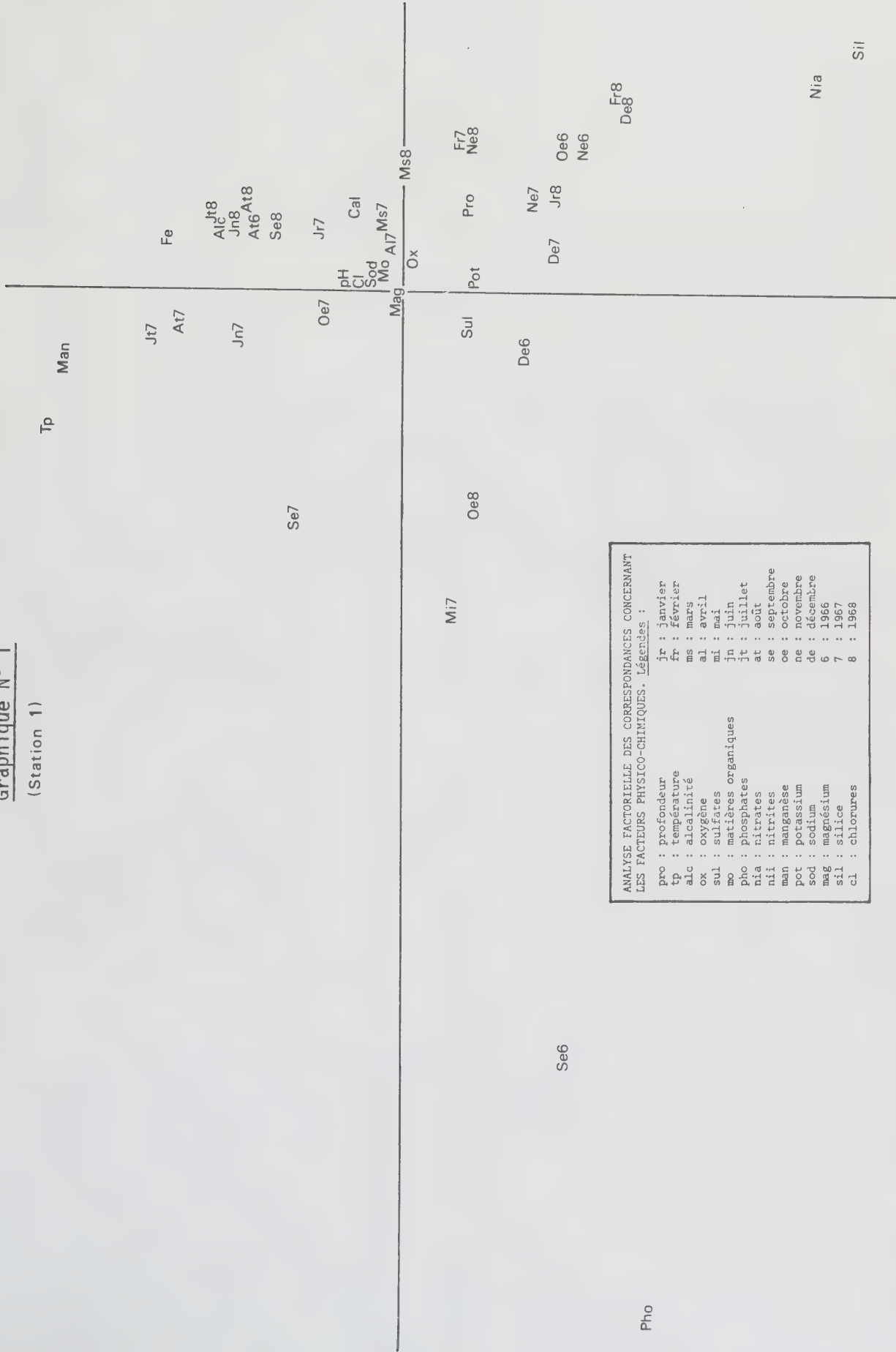
Pour l'interprétation correcte de ces graphiques, il faut ajouter que ces différents facteurs sont pondérés les uns par rapport aux autres, de telle façon que, plus la masse d'inertie d'un facteur est grande, plus il est éloigné du "zéro", et plus son "poids" est faible, plus il s'en rapproche. Un axe est marqué préférentiellement par tel ou tel facteur de poids élevé qui entraîne plus ou moins les facteurs ayant avec lui plus ou moins d'affinité. Ainsi, les facteurs les plus intéressants, les plus originaux, sont ceux qui s'éloignent le plus du croisement des axes. Un bon exemple est, dans le graphique n° 1, l'éloignement des phosphates (PHO) dû à des valeurs exceptionnelles; ce facteur entraîne le paramètre SE6 (Septembre 1966), mois où les phosphates ont montré le taux le plus élevé dans cette station.

Pour ce travail, 5 axes ont été extraits, mais les axes 1 et 2 regroupent, au moins, 60 % des informations contenues dans les données et seront seuls interprétés ici. Cette analyse concerne seulement les résultats obtenus à partir du mois d'août 1966, certains dosages n'ayant débuté qu'à cette époque. (*)

Le graphique n° 1 donne les résultats de la station 1. L'axe horizontal (axe 1) est marqué essentiellement par les phosphates. L'augmentation importante de leur teneur qui caractérise septembre 1966, mai 1967, septembre 1967 et octobre 1968, détermine la position excentrée de ces mois. L'axe vertical (axe 2) sépare les mois d'été et les mois de la mauvaise saison. A la fin de l'automne et pendant l'hiver, les teneurs en azote nitrique et en silice se trouvent, en général, à leur plus haut niveau, ce qui explique leur position par rapport aux mois de cette période. Il en est de même pour la profondeur. Le groupement des mois d'été avec, au milieu d'eux, l'alcalinité et le fer, se place non loin du manganèse et de la température dont les plus hautes valeurs apparaissent en été. Autour de l'origine des deux axes se placent les facteurs qui montrent de faibles variations au cours de l'année. De même, dans ce groupement central, se placent, en général, les mois des saisons intermédiaires (en particulier du printemps), qui ne montrent aucune fluctuation impor-

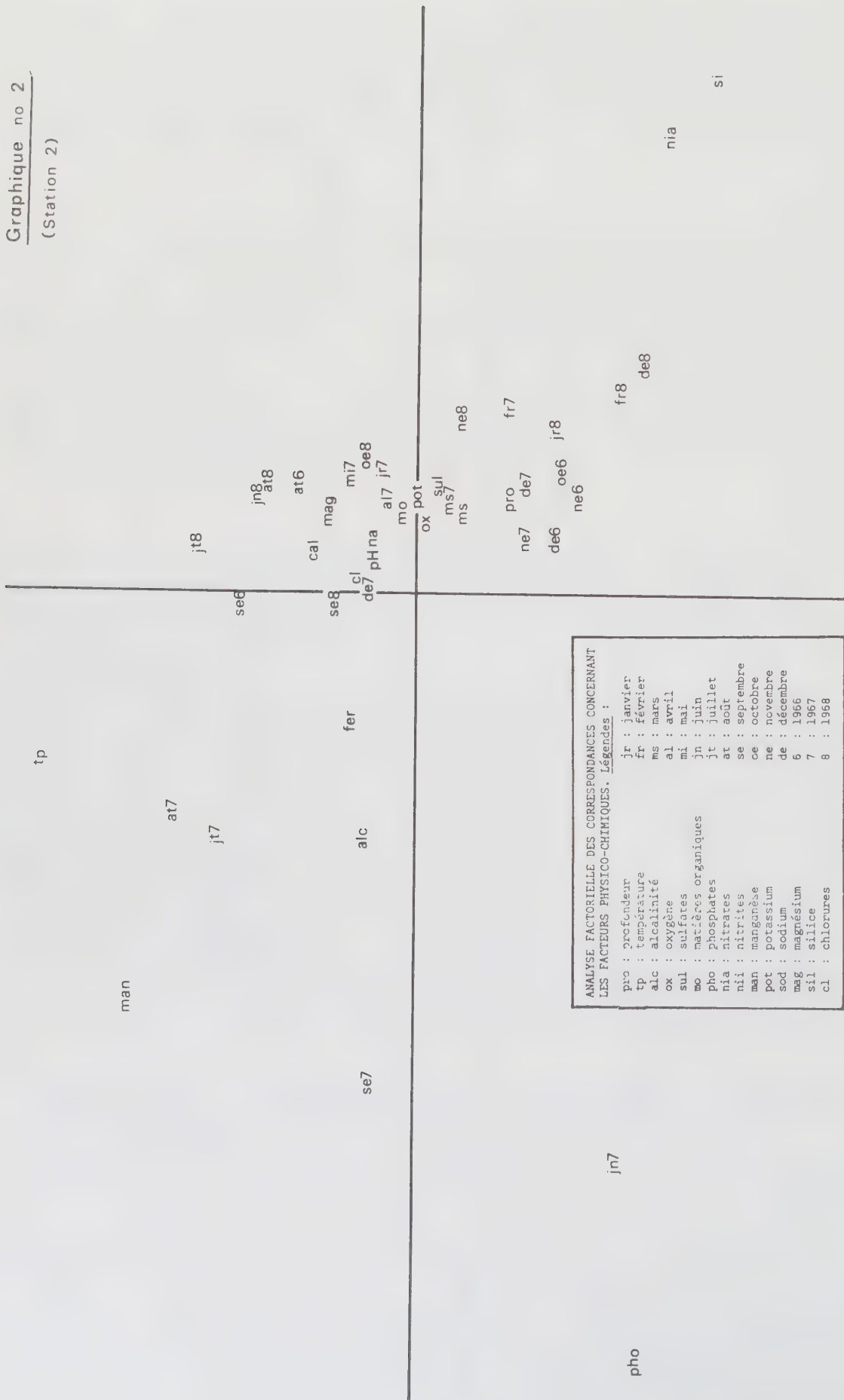
(*) Cette méthode a pu être utilisée grâce à l'obligeance de G. Le Calvé, de l'Université de Haute Bretagne, à qui j'adresse, ici, mes plus vifs remerciements.

Graphique N° 1
(Station 1)



ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES CONCERNANT
LES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES. Légendes :

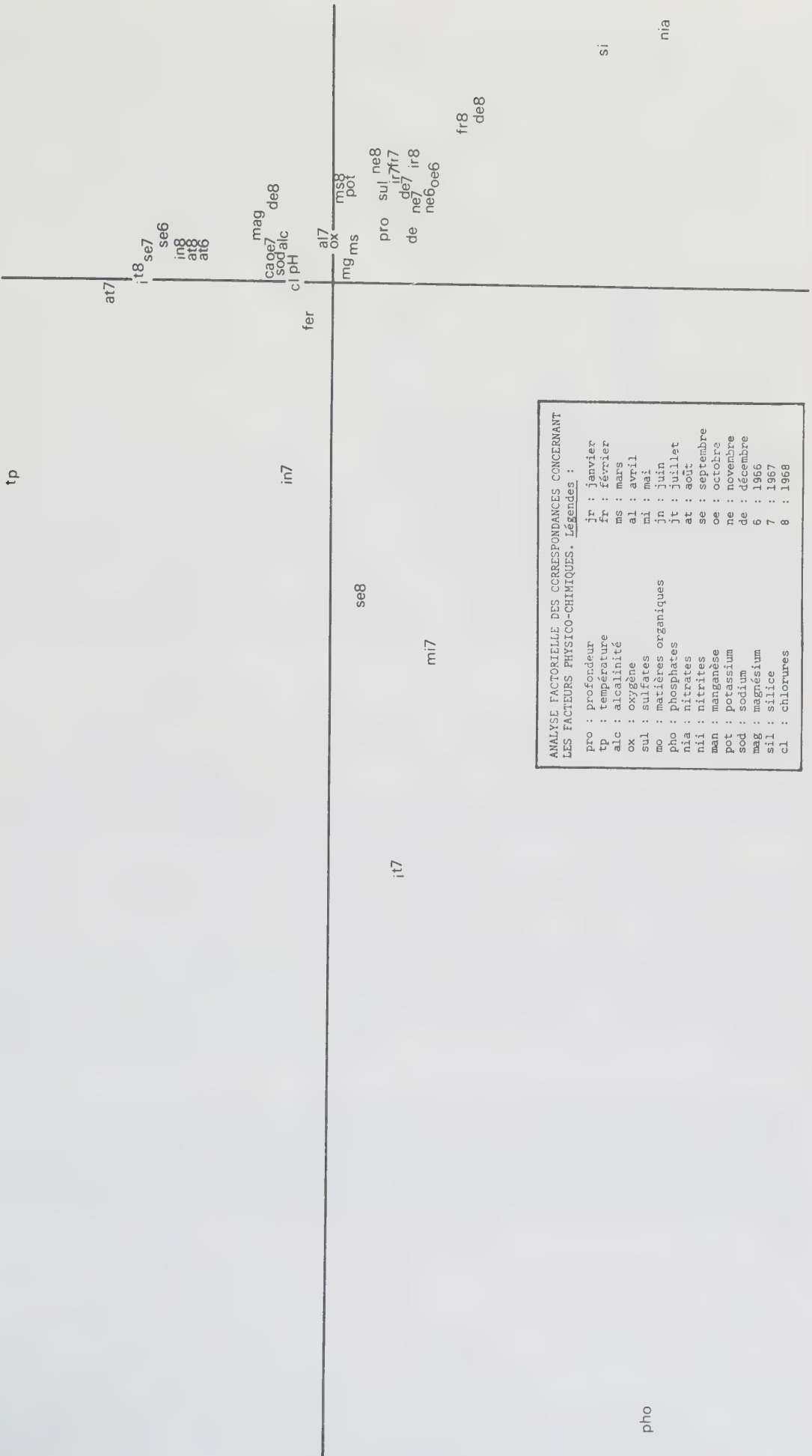
pro : profondeur	jr : janvier
tp : température	fr : février
alc : alcalinité	ms : mars
ox : oxygène	al : avril
sul : sulfates	mi : mai
mo : matières organiques	jn : juin
pho : phosphates	jt : juillet
nia : nitrates	at : août
nii : nitrites	se : septembre
man : manganèse	oe : octobre
pot : potassium	ne : novembre
sod : sodium	de : décembre
mag : magnésium	6 : 1966
sil : silice	7 : 1967
cl : chlorures	8 : 1968



ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES CONCERNANT
LES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES. Légendes :

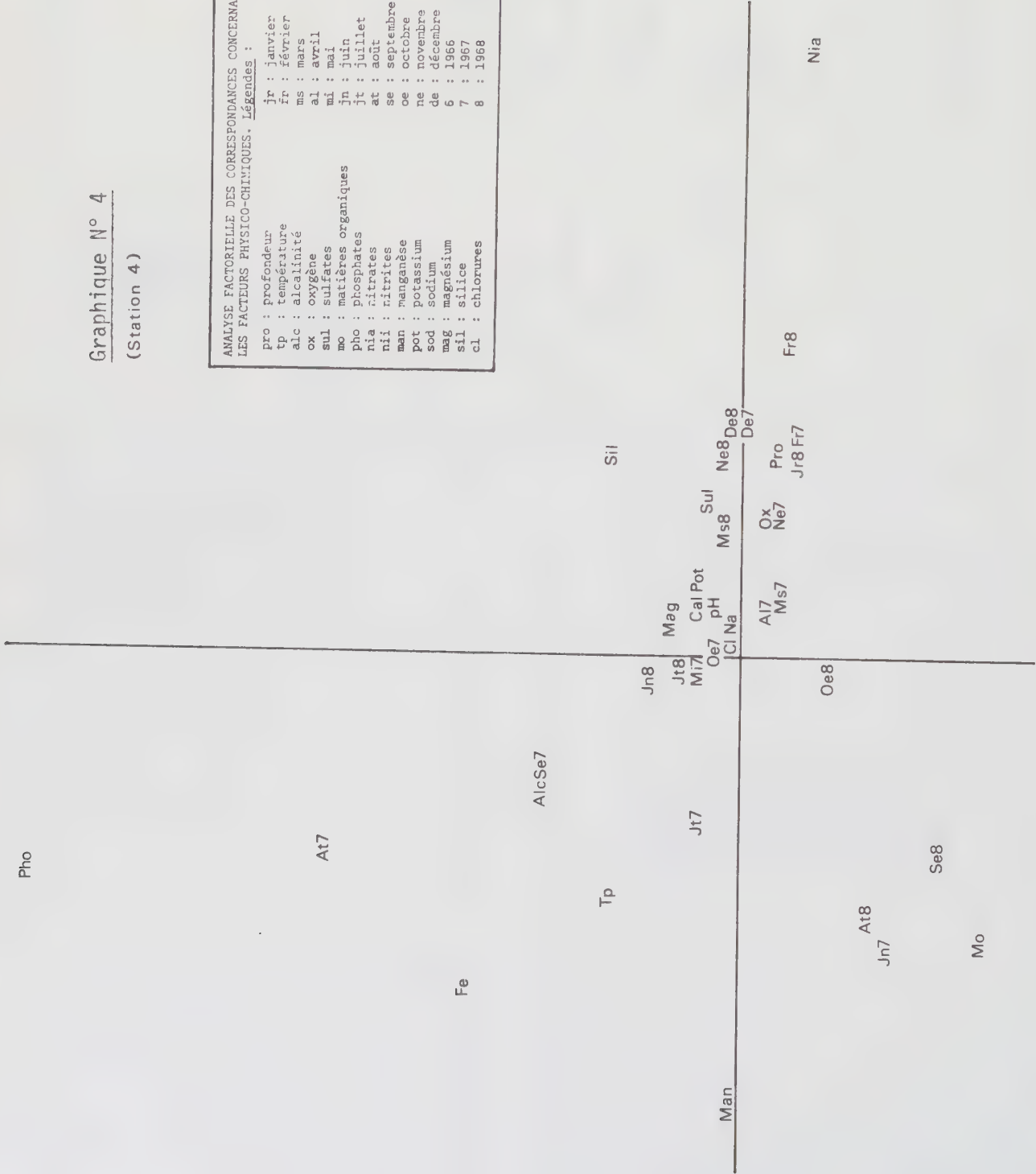
pro : profondeur	jr : janvier
tp : température	fr : février
alc : alcalinité	ms : mars
ox : oxygène	al : avril
sul : sulfates	mi : mai
mo : matières organiques	jn : juin
pho : phosphates	jt : juillet
nia : nitrates	ar : août
nii : nitrites	se : septembre
man : mangnèse	ce : octobre
pot : potassium	ne : novembre
sod : sodium	de : décembre
mag : magnésium	6 : 1966
sil : silice	7 : 1967
cl : chlorures	8 : 1968

Graphique no 3
(Station 3)



Graphique N° 4
(Station 4)

ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES CONCERNANT LES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES. Légendes :	
pro : profondeur	jr : janvier
tp : température	fr : février
alc : alcalinité	ms : mars
ox : oxygène	al : avril
sul : sulfates	mi : mai
mo : matières organiques	jn : juin
pho : phosphates	jt : juillet
nia : nitrates	at : août
ni : nitrites	se : septembre
man : manganèse	oe : octobre
pot : potassium	ne : novembre
sod : sodium	de : décembre
wag : magnésium	6 : 1966
sil : silice	7 : 1967
cl : chlorures	8 : 1968



tante d'un facteur donné. Les mois de décembre 1966 et janvier 1967 se placent en dehors du groupement des mois d'hiver. Le premier est marqué par une concentration en phosphates inhabituellement élevée pour l'époque; il se trouve donc attiré vers la gauche du graphique où se situent les phosphates. La position de janvier traduit la mise à sec momentanée de la station 1 qui se caractérise alors par une augmentation de la teneur en manganèse; en conséquence, le mois de janvier 1967 tend à se rapprocher des mois d'été où se placent, en général, les maximums du manganèse, et à s'éloigner du facteur profondeur alors, normalement, proche du maximum.

Le graphique n° 2 représente les résultats obtenus pour la station 2. Comme à la station 1, l'axe 1 est essentiellement marqué par les phosphates, ce qui détermine la position excentrée des mois de juin et septembre 1967, caractérisés par de fortes concentrations en phosphates dans cette station. L'axe vertical (axe 2) met en évidence, également, comme à la station 1, l'opposition entre les mois d'été et les mois d'hiver, les uns caractérisés par des températures élevées, les autres par une élévation des teneurs en azote nitrique et en silice. Les mois des saisons intermédiaires se placent au voisinage de l'origine des deux axes, en compagnie des facteurs qui montrent de faibles variations en cours d'année. La situation des mois de juillet et août 1967 est déterminée par des valeurs élevées, pour la station, de différents facteurs : l'alcalinité, la température, le fer, les phosphates et le manganèse (uniquement pour juillet). De même, la position du mois de janvier 1967 en dehors du groupement des mois d'hiver, s'explique par la diminution de la profondeur observée à cette époque (il en est de même à la station 1).

Le graphique n° 3 représente les résultats obtenus pour la station 3. Comme dans les deux précédentes stations, l'axe 1 est essentiellement marqué par les phosphates. Les mois de juin et juillet 1967, mai 1967 et septembre 1968, isolés sur la gauche du graphique, s'avèrent ceux durant lesquels on constate d'importantes libérations de phosphates. Le maximum absolu de la teneur en phosphates se situe en juillet, ce qui explique la position de ce mois, le plus proche de ce facteur sur le graphique. La position du manganèse s'interprète plus difficilement : en effet, si des teneurs se révèlent élevées en juillet 1967 et septembre 1968, elles s'avèrent plutôt faibles en mai et juin 1967. Comme dans les stations 1 et 2, l'axe vertical montre l'opposition entre les mois d'hiver et ceux de l'été. Février 1968 et Décembre 1968 se détachent légèrement du groupement des mois d'hiver : pendant ces deux mois on observe de fortes concentrations pour la station en azote nitrique et en silice. Par ailleurs, autour de l'origine des deux axes, se retrouve le même groupement que pour les stations 1 et 2.

La représentation graphique (n° 4) des résultats obtenus pour la station 4 s'avère nettement différente de celle des trois autres stations et confirme l'originalité de celle-ci déjà mise en évidence par l'étude classique. L'axe horizontal rend compte de l'opposition entre mois d'hiver et mois d'été. Pendant la mauvaise saison, les concentrations

en nitrates, silice, sulfates et oxygène, de même que la hauteur d'eau, sont élevées pour la station et ne montrent aucune fluctuation importante, aussi bien en 1967 qu'en 1968; par suite, les mois d'hiver constituent un groupement homogène. Il n'en est pas de même pour les mois d'été. En 1967, la période estivale se caractérise, outre les températures élevées, par de fortes concentrations en fer et en manganèse, mais aussi parfois, par de hautes teneurs en matières organiques. Cela se traduit, sur le graphique, par la position de juin, juillet, août et septembre, nettement à gauche de l'axe vertical. Leur dispersion montre que les valeurs du fer, du manganèse et matières organiques varient pendant toute cette période, mais aussi que d'autres facteurs, différents suivant les mois, peuvent se révéler importants. Ainsi, août 1967 se distingue des autres mois d'été par la seule libération notable des phosphates observée dans cette station; par suite, il se trouve attiré par ce facteur qui marque l'axe 2. Pour la même raison, juin 1967 se place à proximité des matières organiques qui présentent leur maximum à ce moment, cette année-là.

En 1968, les mois d'été se caractérisent, dans l'ensemble, par des valeurs élevées pour les matières organiques et le manganèse, alors que les teneurs en fer restent faibles. Les mois d'août et septembre se distinguent surtout par de très fortes teneurs en matières organiques, mais aussi par des concentrations élevées en manganèse; ils se placent donc à proximité des matières organiques, non loin du manganèse, mais par contre, se trouvent éloignés du fer. En juin et juillet, température élevée et fortes teneurs en manganèse d'un côté, faibles concentrations en fer et en matières organiques de l'autre, font que ces deux mois occupent une situation intermédiaire par rapport aux autres mois de l'été et à ceux de la mauvaise saison. La situation excentrée d'octobre 1968 s'explique par une teneur en matières organiques inhabituellement élevée pour l'époque.

Comme l'a montré l'examen des graphiques concernant les différentes stations, la méthode de l'analyse factorielle des correspondances permet d'avoir une vue d'ensemble rapide des principales variations des différents facteurs. Un seul graphique "raconte", en quelque sorte, l'histoire de chaque station pendant les trois années d'étude. On a ainsi pu voir que les stations 1, 2 et 3 se caractérisent par d'importantes libérations de phosphates dans l'eau, alors que la station 4 se distingue plutôt par d'importantes concentrations en fer, manganèse et matières organiques. De même, cette méthode met parfaitement en évidence l'augmentation des teneurs en silice et en nitrates pendant la mauvaise saison, et les faibles variations de facteurs tels que le pH, les chlorures, le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium. Par contre, le principal inconvénient de cette méthode réside dans le fait qu'une fluctuation importante d'un seul facteur peut masquer d'autres processus qui ont lieu au même moment. Pour une analyse très fine des variations des différents facteurs les uns par rapport aux autres, il est nécessaire de faire plusieurs passages à l'ordinateur en éliminant, à chaque fois, le facteur qui marque un axe de façon trop prononcée. Dans le cas présent, cette analyse n'apporte rien de nouveau par rapport à l'analyse classique et n'a donc pas été mentionnée.

L'étude des conditions chimiques du milieu a montré que l'étang du Pas-du-Houx se range dans la catégorie des étangs oligotrophes. Des variations saisonnières régulières n'ont été observées que pour quelques éléments; on peut citer les nitrates, la silice, le fer et le manganèse, auxquels il faut ajouter des facteurs physiques tels la lumière et la température. Outre la faible minéralisation des eaux, et en particulier la pauvreté en calcium, cet étang se caractérise par de très faibles teneurs en azote nitrique. Par contre, les phosphates apparaissent parfois en quantités importantes dans les eaux.

II . LA FLORE ALGALE DANS L' ETANG

1. LISTE DES ESPECES

Pour avoir l'aperçu le plus complet possible de la flore algale, à chaque récolte, les prélèvements au filet à plancton sont complétés par des grattages sur les tiges et les feuilles des plantes supérieures. De plus, à la station 4, où la hauteur d'eau est parfois très faible, des expressions de Sphaignes étaient pratiquées systématiquement.

CHLOROPHYCEES

Stations (1, 2, 3, 4)
et Cylindres

1 - Volvocales

<i>Chlamydomonas agloeiformis</i> Pasch.	TR	1T
<i>C. polypyrenoides</i> Moev.	TR	2E
<i>Chlorogonium fusiforme</i> Matv.	R	2E
<i>Chl. gracile</i> Matv.	R	2E
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	AR	1, 2, 3, 4, 2E
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
<i>Sphaerellopsis gloeocystiformis</i> (Diel.) Gerl.	AR	1, 3, 4, 1E, 1T, 2E
<i>S. lefevrii</i> Bourr.	AR	1, 3, 4, 1E, 2E
<i>Volvox aureus</i> Ehr.	R	1, 2, 3, 2E, 2T

2 - Tétraspores

<i>Apiocystis brauniana</i> Näg.	TR	3
<i>Asterococcus limneticus</i> G.M. Sm.	TR	3
<i>A. superbis</i> Scherf.	C	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
<i>Cyanoptyche gloeocystis</i> Pasch.	TR	1

002 ^(°)	<i>Gloeochaete Wittrickiana</i> Lagerh.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>Schizochlamys gelatinosa</i> A. Br.	AC	1, 2, 3, 4, 1T, 2E
001	<i>Sphaerello cystis ampla</i> (Kütz.) Novakova	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	(syn. : <i>Gloeocystis ampla</i> (Kütz.) Rabh.)		
	<i>Sph. ellipsoidea</i> Ettl	TR	Et.
	<i>Tetraspora lubrica</i> (Roth.) Ag.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T

3 - Chlorococcales

044	<i>Ankistrodesmus bibrarianus</i> (Reinsch) Korch.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	(syn. : <i>Selenastrum bibrarianum</i> Reinsch)		
003	A. <i>falcatus</i> (Corda) Ralfs	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>tumidus</i> W. et G.S. West		3, 2E
	A. <i>mirabilis</i> (W. et G.S. West) Lemm. R		3, 2E
004	A. <i>spiralis</i> (Turn.) Lemm.	AR	2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Sm.) Fott	R	1, 3, 2E, 2T
005	<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>Characium braunii</i> Brueg.	AC	1, 2, 3, 1E, 2T
	Ch. <i>limneticum</i> Lemm.	R	2
	<i>Chodatella ciliata</i> (Lagerh.) Lemm.	AR	2, 3
	Ch. <i>quadrisseta</i> Lemm.	TR	2E
006	<i>Coelastrum cambricum</i> Arch.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
007	C. <i>microporum</i> Näg.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
008	<i>Crucigenia apiculata</i> (Lemm.) Schmidle	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
009	C. <i>quadrata</i> Morren	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
010	C. <i>tetrapedia</i> (Kirchn.) W. et G.S. West	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
	C. <i>truncata</i> G.M. Sm.	R	1, 2
	<i>Dictyosphaerium erhenbergianum</i> Näg.	R	3, 4, 2E
011	D. <i>pulchellum</i> Wood	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
012	<i>Dimorphococcus lunatus</i> A. Br.	AC	1, 2, 3, 4, 2E
	<i>Franceia droescheri</i> (Lemm.) G.M. Sm.	R	1, 2T

(°) Les chiffres correspondent au codage des espèces utilisées pour l'analyse factorielle des correspondances pour les stations 1, 2 et 3.

	<i>Glaucocystis nostochinearum</i> Itzigs.	AR	1, 2, 1E
013	<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin	AR	1, 2, 4, 2E
	K. <i>elongata</i> G.M. Sm.	AR	3, 4
	K. <i>lunaris</i> (Kirchn.) Möb.	AR	1, 2, 3, 2E
014	K. <i>obesa</i> (W. et G.S. West) Schmidle	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
	et var. <i>major</i> (Bernard) G.M. Sm.		Et.
	<i>Oocystis borgei</i> Snov.	R	4, 2T
	O. <i>elliptica</i> W. et G.S. West	TR	2E
	O. <i>lacustris</i> Chod.	AR	1, 2, 2E
	O. <i>solitaria</i> Wittr.	AR	2, 4
015	<i>Palmodictyon varium</i> (Näg.) Lemm.	AR	1, 2, 4, 2E
016	<i>Pediastrum angulosum</i> (Ehr.) Menegh.		
	var. <i>araneosum</i> Racib.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
017	P. <i>boryanum</i> (Turp.) Menegh.	AR	1, 3, 2E
	et var. <i>longicorne</i> Reinsch	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
018	P. <i>duplex</i> Meyen	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>typicum</i> Meyer fo. <i>punctatum</i> Krieg		1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
019	P. <i>tetras</i> (Ehr.) Ralfs	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>tetraodon</i> (Corda) Rabh.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
021	<i>Quadrigula closterioides</i> (Bohlin) Schmitz	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
022	Q. <i>lacustris</i> (Chod.) G.M. Sm.	AR	1, 3, 4, 1E, 2E
023	<i>Scenedesmus acutiformis</i> Schroeder	AR	1, 2, 3, 1E, 2E, 2T
	et var. <i>tricostatus</i> Chod.		2, 2T
024	Sc. <i>arcuatus</i> var. <i>capitatus</i> G.M. Sm.	R	2, 3, 4, 2E, 2T
025	Sc. <i>armatus</i> Chod.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>bicaudatus</i> Chod.		1, 3, 4, 2E, 2T
026	Sc. <i>brasiliensis</i> Bohlin	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	Sc. <i>brevispina</i> (G.M. Sm.) Chod.	AR	1, 2, 3
027	Sc. <i>carinatus</i> (Lemm.) Chod.	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
028	Sc. <i>costulatus</i> Chod.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	Sc. <i>crassus</i> Chod.	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
029	Sc. <i>denticulatus</i> Lagerh.		
	var. <i>linearis</i> Hansg.	AR	1, 4, 2E
	Sc. <i>ecornis</i> (Ralfs) Chod.	TR	4
030	Sc. <i>falcatus</i> Chod.	TC	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T

	<i>Scenedesmus gutwinski</i> Chod.	TR	4
031	<i>Sc. heimii</i> Bourr.	AR	2, 4, 1T, 2T
032	<i>Sc. jovis</i> Chod.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
033	<i>Sc. longispina</i> Chod.	AR	1, 2, 4
	<i>Sc. maximus</i> (W. et G.S. West) Chod.	AR	2, 1E, 1T, 2E, 2T
034	<i>Sc. microspina</i> Chod.	AR	1, 2, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
035	<i>Sc. oahuensis</i> (Lemm.) G.M. Sm.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>clathratum</i> Mang.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
037	<i>Sc. opoliensis</i> Richt.	AR	1, 2, 3, 4, 2E
038	<i>Sc. platydiscus</i> (G.M. Sm.) Chod.	AR	2, 3, 4, 2E, 2T
	<i>Sc. quadricauda</i> Chod. fo ?	AC	1, 2, 3

Description : Les cénobes, formés de quatre cellules, correspondent, par la forme et les dimensions, à la description donnée par Chodat (1926) pour l'espèce. Les caractères morphologiques différentiels de la "forme" rencontrée dans l'étang du Pas-du-Houx sont :

1 - la présence d'une gaine mucilagineuse réunissant les pôles des cellules intermédiaires,

2 - l'existence de mucrons plus marqués que dans le type, sur les pôles des cellules intermédiaires. (Planche I, fig. 6)

039	<i>Sc. serratus</i> (Corda) Bohlin	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et fo. <i>minor</i> Chod.		1, 2, 3, 4, 1E, 2E
040	<i>Sc. spinosus</i> Chod.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
041	<i>Sc. subspicatus</i> Chod.		
	var. <i>longicauda</i> (G.M. Sm.) Chod.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
042	<i>Sc. tenuispina</i> Chod.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
043	<i>Sc. tetradesmiformis</i> (Wolsz.) Chod.	AR	2, 2E, 2T
	<i>Sc. westii</i> (G.M. Sm.) Chod.	R	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
	<i>Sc. wisconsinensis</i> (G.M. Sm.) Chod.	R	1, 2, 3, 4, 2E
045	<i>Sorastrum americanum</i> (Bohlin) Schmidle	R	1, 2, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
046	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chod.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E
047	<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.	AC	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>longispinum</i> Lemm.		2, 3, 2E
048	<i>T. minimum</i> (A. Br.) Hansg.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>T. trigonum</i> (Näg.) Hansg.	AR	2, 4, 1E, 2E, 2T
049	<i>Westella botryoides</i> (West) de Wild	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T

4 - Ulothricales

<i>Binuclearia tectorum</i> (Kütz.) Beger	R	2, 3, 2E
<i>Geminella minor</i> (Näg.) Heering	TR	4
<i>Microspora pachyderma</i> (Wille) Lagerh.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T
<i>M. rufescens</i> (Kütz.) Lagerh.	AC	1, 1E
<i>M. stagnorum</i> (Kütz.) Lagerh.	AC	1, 2, 3, 1E, 2E
<i>M. tumidula</i> Hazen	AC	1, 4, 1E
<i>M. willeana</i> Lagerh.	AC	1, 2, 3, 4, 1E
<i>M. wittrockii</i> (Wille) Lagerh.	AC	4
<i>Ulothrix subconstricta</i> G. S. West	AR	1, 3, 4, 1E
<i>U. subtilissima</i> Rabh.	AC	1, 3, 1E
<i>U. tenerrima</i> Kütz.	AC	1, 3, 1E
<i>U. variabilis</i> Kütz.	AC	1, 3, 1E, 2T

5 - Chaetophorales

050 <i>Aphanochaete repens</i> A. Br.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Chaetophora elegans</i> (Roth.) Ag.	R	1E, 1T, 2T
051 <i>Chaetosphaeridium globosum</i> (Nordst.) Klebh.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
052 <i>Coleochaete divergens</i> Prinsgh.		
var. <i>minor</i> Prinsgh.	AC	1, 2, 3, 2E, 2T
<i>C. nitellarum</i> Jost	TR	1T
<i>C. orbicularis</i> Prinsgh.	R	4
053 <i>C. scutata</i> Bréb.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>C. soluta</i> (Bréb.) Prinsgh.	TR	2T
054 <i>Conochaete klebahnii</i> Schmiddle	AR	1, 2, 1E, 2E, 2T
<i>Draparnaldia mutabilis</i> (Roth.) Bory	TR	1, 1T
<i>Stigeoclonium helveticum</i> Vischer	AC	1, 1E, 1T
<i>St. ad setigerum</i> Kütz.		1, 1E
<i>St. subsecundum</i> Kütz.	AC	1, 3, 1E

6 - Oedogoniales

<i>Bulbochaete angulosa</i> Wittr. et Lund.	2, 1E
B. <i>crassiuscula</i> Nordst.	1; 3; 1E, 1T
B. <i>dispar</i> Wittr.	1E
B. <i>mirabilis</i> Wittr.	3
B. <i>nana</i> Wittr.	3
B. <i>polyandria</i> Cl. fo. <i>notabilis</i> Hirn	1E, 1T, 2T
B. <i>rectangularis</i> Wittr.	1, 2, 3, 1E, 1T
B. <i>repanda</i> Wittr.	1E, 1T
<i>Oedogonium areschougii</i> Wittr.	1, 4
O. <i>aster</i> Wittr.	2E, 2T
O. <i>boscai</i> (Le Clerc) Wittr.	1T
O. <i>braunii</i> Kütz. Prinsgh.	1, 3
O. <i>croasdaleae</i> Jao	1E, 1T
O. <i>echinospermum</i> A. Br.	1, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
O. <i>epiphyticum</i> Trans. et Tiff.	4, 2E
O. <i>exsissum</i> Wittr. et Lund.	2T
O. <i>howardii</i> West	2T
O. <i>gunnii</i> Wittr.	1, 3, 4, 1E, 1T
O. <i>intermedium</i> Wittr.	4
O. <i>itzigsohnii</i> de Bary	4
O. <i>macandrium</i> Wittr.	1, 1E, 1T
O. <i>prinsgheimii</i> Cramer Wittr.	1, 1T
O. <i>pusillum</i> Kirchn.	4, 2T
O. <i>reinschii</i> Roy	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
O. <i>rufescens</i> Wittr.	1, 2, 3, 1E, 2E, 2T
O. <i>sexangulare</i> Cl.	1, 2, 3, 4
O. <i>suecicum</i> Wittr.	TC 1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
O. <i>trioicum</i> Worochin	2T

Description : Cette algue est sans doute dioïque macrandrique, mais les filaments mâles n'ont pas été observés. Les oogones sont solitaires, ellipsoïdes oblongues allongées; circumscission supérieure avec un angle marqué au niveau de l'opercule. L'oospore lisse, elliptique, ne remplit pas l'oogone. Cellules végétatives cylindriques.

Les seuls dessins connus de cette espèce, donnés par Margalef (1956), confirment cette identification.

Dimensions : Cellules végétatives : 4-5-6 μ x 25-40 μ

Oogone : 12-14 μ x 25-28 μ

Oospore : 10-12 μ x 18-22 μ

(Planche IV, Fig. 6)

<i>Oedogonium undulatum</i> (Bréb.) A. Br. Wittr.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>O. virceburgense</i> Hirn		3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T

7 - Zygnématales

a) Mesotaeniacees

<i>Cylindrocystis brebissonii</i> Menegh.	AR	4
055 <i>Gonatozygon brebissonii</i> de Bary	AR	2, 3, 2E, 2T
et var. <i>minutum</i> W. et G.S. West	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
<i>G. kinahani</i> (Arch.) Rabh.	R	1, 4
056 <i>G. monotaenium</i> de Bary	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
<i>G. pilosum</i> Wolle	AR	1, 4
057 <i>Netrium digitus</i> (Ehr.) Itzigs et Roth.	AR	1, 2, 3, 4, 2E

b) Zygnematacees

<i>Mougeotia</i> sp.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Spirogyra circumlineata</i> Trans.	1T	
<i>Sp. decimina</i> (Mill.) Kütz. Czurda emend	1T	
(syn. : <i>Sp. singularis</i> Nordst.)		
<i>Sp. juergensi</i> Kütz.	1T	
<i>Sp. majuscula</i> Kütz.		1, 2, 1E, 1T
<i>Zygnema</i> sp.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T

c) Desmidiacées

	<i>Actinotaenium inconspicuum</i> (W. et G.S. West) Teil.		1, 2, 3, 1E, 2E, 2T
	(syn. : <i>Cosmarium bacillare</i> Lutkem.)	AR	
	A. <i>perminutum</i> (G.S. West) Teil.	R	2,3
	<i>Arthrodesmus bifidus</i> Bréb.		
	<i>ad iniquispinosus</i> Hub. Pest.	AR	1, 2, 3, 2E, 2T
058	A. <i>octocornis</i> Ehr.	AR	1, 2, 4, 2E
	A. <i>trispinatus</i> W. et G.S. West	TR	3
059	<i>Bambusina brebissonii</i> Kütz.	AR	2, 3, 4, 2E, 2T
166	<i>Closterium acutum</i> Bréb.	AR	3, 4, 2E
	et var. <i>variabilis</i> (Lemm.) Krieg	AR	1, 2, 1E, 1T, 2T
060	Cl. <i>angustatum</i> Kütz.	AR	1, 2, 3, 4, 2T
	et var. <i>borgesenii</i> Gutw.	AC	1, 3, 4, 1T, 2E
	Cl. <i>attenuatum</i> Ehr.	R	2, 4
061	Cl. <i>braunii</i> Reinsch.	AC	1, 1E, 1T, 2E, 2T
062	Cl. <i>calosporum</i> Wittr.	C	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
	Cl. <i>cornu</i> Ehr.	R	4
063	Cl. <i>costatum</i> Corda	AC	1, 3, 4, 2T
064	Cl. <i>cynthia</i> de Not.	AC	1, 2, 4, 2E
	et var. <i>robustum</i> (G.S. West) Krieg.	R	1, 2, 3, 4
066	Cl. <i>dianae</i> Ehr.	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
	et var. <i>pseudo-dianae</i> (Roy) Krieg.	TR	1, 4
065	Cl. <i>didymotocum</i> Ralfs	AC	4
	Cl. <i>gracile</i> Bréb.	R	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
	et var. <i>elongatum</i> W. et G.S. West	TR	4
067	Cl. <i>intermedium</i> Ralfs	AC	1, 2, 3, 4
	et var. <i>hibernicum</i> W. et G.S. West	AC	1, 4, 2E
068	Cl. <i>juncidum</i> Ralfs	C	1, 2, 3, 4, 2T
	et var. <i>elongatum</i> Roy et Biss.	AC	3, 4, 1E, 2T
	Cl. <i>kützingii</i> Bréb.	AR	3, 4, 2T
	Cl. <i>libellula</i> Focke	AR	1, 3, 4
	Cl. <i>lineatum</i> Ehr.	TR	4, 2T
069	Cl. <i>lunula</i> (Müll.) Nitzsch.	R	1, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>coloratum</i> Klebs	TR	1

	<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehr.	R	4
	<i>Cl. praelongum</i> Bréb.	R	1, 1E, 1T, 2T
	et var. <i>brevius</i> Nordst.	R	1, 3
	<i>Cl. pritchardianum</i> Arch.	R	1
	<i>Cl. ralfsii</i> Bréb.	AR	4
	et var. <i>hybridum</i> Rabh.	R	3, 2E
	<i>Cl. rostratum</i> Ehr.	TR	1
070	<i>Cl. setaceum</i> Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
071	<i>Cl. striolatum</i> Ehr.	AC	1, 4, 1T
072	<i>Cl. turgidum</i> Ehr.	C	1, 3, 4, 1E
	et var. <i>giganteum</i> Nordst.	C	1, 3, 4, 1T, 1E
	<i>Cl. ulna</i> Focke	AR	1, 2
073	<i>Cl. venus</i> Kütz.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>Cosmarium abbreviatum</i> Racib.		
	var. <i>germanicum</i> (Racib.) Krieg. et Gerl.	AR	2, 3, 4
074	<i>C. angulosum</i> Bréb.	AC	3, 4
	et var. <i>concinnum</i> (Rabh.) W. et G.S. West	R	2
	<i>C. bioculatum</i> Bréb.	R	3
075	et var. <i>depressum</i> (Schaarschm.) Schmidle	AC	1, 2, 4, 2T
	<i>C. bireme</i> Nordst.	R	1, 3
076	<i>C. blyttii</i> Wille		
	var. <i>novae sylvae</i> W. et G.S. West	TC	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
077	<i>C. botrytis</i> Menegh.	AR	1, 2, 3, 4
	et var. <i>gemmiferum</i> (Bréb.) Nordst.	R	4
	<i>C. connatum</i> Bréb.	TR	2
078	<i>C. contractum</i> Kirchn.		
	var. <i>ellipsoideum</i> (Elfv.) W. et G.S. West	AR	4
	<i>C. depressum</i> (Näg.) Lund.		
	var. <i>achondrum</i> (Boldt) W. et G.S. West	AR	4
079	<i>C. difficile</i> Lütkem.	C	1, 2, 3, 1E, 2E, 2T
	var. <i>sublaeve</i> Lütkem.	C	2, 3, 4, 2E, 2T
	<i>C. fontigenum</i> Nordst.	TR	
	var. <i>pseudofontigenum</i> (Gutw.) W. et G.S. West	↑	2, 2T
080	<i>C. formosulum</i> Hoff.		
	var. <i>nathorstii</i> (Boldt.) W. et G.S. West	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T

	<i>Cosmarium geminatum</i> Lund.	AR	1, 2
	<i>C. gayanum</i> de Toni		
	var. <i>eboracense</i> W. et G.S. West	R	4
	<i>C. gonioides</i> W. et G.S. West		
	var. <i>variolatum</i> W. et G.S. West	R	4
081	<i>C. humile</i> (Gay) Nordst.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
082	<i>C. impressulum</i> Elfv.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	et var. <i>alpicolum</i> Schmidle	C	1, 3, 1E, 1T
	<i>C. margaritatum</i> (Lund.) Roy et Biss.	AR	2, 3, 2E
	et fo. <i>minor</i> Boldt.		1
083	<i>C. margaritifera</i> Menegh.	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
084	<i>C. meneghinii</i> Bréb.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>C. moniliforme</i> (Turp.) Ralfs	TR	2
	<i>C. obsoletum</i> (Hantzsch) Reinsch	R	3, 4
085	<i>C. ornatum</i> Ralfs	AC	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
	<i>C. orthosticum</i> Lund.		
	var. <i>compactum</i> W. et G.S. West	TR	1
086	<i>C. ovale</i> Ralfs	R	2, 4, 1T
087	<i>C. phaseolus</i> Bréb.		
	var. <i>elevatum</i> Nordst.	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
088	<i>C. portianum</i> Arch.	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
	<i>C. praecisum</i> Borge	R	3, 4, 2E
	<i>C. pseudoconnatum</i> Nordst.	R	4
	<i>C. punctulatum</i> Bréb.	AR	1, 2, 4, 2E, 2T
089	et var. <i>subpunctulatum</i> (Nordst.) Borges		1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>C. pusillum</i> (Bréb.) Arch.	TC TR	2
090	<i>C. pygmaeum</i> Arch.	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
091	<i>C. quadratum</i> Ralfs	AR	3, 4
092	<i>C. regnellii</i> Wille	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
093	<i>C. regnesii</i> Reinsch	AR	1, 2, 3, 4
	et var. <i>tritum</i> West	R	1, 3, 4, 2E, 2T
094	<i>C. reniforme</i> (Ralfs) Arch.	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
	et var. <i>compressum</i> Nordst.		2, 3, 4, 2E
	<i>C. sinostegos</i> Schaarschm.		
	var. <i>obtusius</i> Gutw.	AC	2, 3, 4, 2T
095	<i>C. sphagnicolum</i> W. et G.S. West	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T

	<i>Cosmarium sphaerosticum</i> Nordst.	R	2
	<i>C. subalatum</i> W. et G.S. West	TR	2E
096	<i>C. subprotumidum</i> Nordst.	AC	1, 2, 3, 4, 2T
	<i>C. subtumidum</i> Nordst.		2, 3
097	<i>C. tetraophthalmum</i> Bréb.	AC	1, 2, 1E, 1T, 2E, 2T
098	<i>C. tinctum</i> Ralfs	AR	4
	<i>C. venustum</i> (Bréb.) Arch.	AR	1, 2, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>Desmidium aptogonum</i> Bréb.	AR	4
	et var. <i>acutius</i> Nordst.	AR	3
	<i>D. grevillei</i> (Kütz.) de bary	AR	4
099	<i>D. swartzii</i> Ag.	AC	1, 3, 4, 1E, 2E
100	<i>Docidium baculum</i> Bréb.	AR	2, 4
101	<i>Euastrum ansatum</i> Ehr.		1, 2
	et var. <i>pyxidatum</i> Delp.	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
102	<i>E. bidentatum</i> Näg.		
	var. <i>speciosum</i> (Boldt) Schmidle	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
103	<i>E. binale</i> (Turp.) Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>gutwinskii</i> Schmidle	TR	4
	et var. <i>hians</i> W. et G.S. West	AC	2, 3, 4, 2E
104	<i>E. denticulatum</i> (Kirchn.) Gay	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	et var. <i>angusticeps</i> Grönb. l.		3
	et var. <i>quadrifarium</i> Krieg.		3
	<i>E. didelta</i> Ralfs var. <i>truncatum</i> Krieg.	AR	1, 2, 3, 2E
105	<i>E. dubium</i> Näg.	R	3, 4
106	<i>E. elegans</i> (Bréb.) Kütz.	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
107	<i>E. gayanum</i> de Toni	TC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
	<i>E. gemmatum</i> Bréb.	AR	2, 3, 4, 2T
108	<i>E. insulare</i> (Wittr.) Roy	AC	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
	<i>E. oblongum</i> (Grev.) Ralfs	AR	1, 4, 1E, 1T, 2E
109	<i>E. pectinatum</i> Bréb.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>E. sibiricum</i> Boldt var. <i>exsectum</i> Grönb. l.	AR	1, 3, 4
	<i>E. turneri</i> W. et G.S. West		
	var. <i>bohemicum</i> Lutkem.	R	4
110	<i>E. validum</i> W. et G.S. West	AR	2, 2T
111	<i>E. verrucosum</i> Ehr.	AC	1, 2, 3, 4, 1E
	et var. <i>alatum</i> Woll.	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T

112	<i>Hyalotheca dissiliens</i> (J.E. Sm.) Bréb.	AC	1, 2, 3, 4, 2E
113	<i>H. mucosa</i> (Dilw.) Ehr.	AC	1, 2, 3, 4, 2E
114	<i>Micrasterias americana</i> (Ehr.) Ralfs	AR	1, 3, 4
	<i>M. papillifera</i> Bréb.	TR	2E
	<i>M. rotata</i> (Grev.) Ralfs	TR	2E
115	<i>M. sol</i> (Ehr.) Kütz var. <i>ornata</i> Nordst.	AR	3, 4, 2E
116	<i>M. thomasi</i> Arch.		
	var. <i>notata</i> (Nordst.) Grönb.	AR	3, 4
117	<i>M. truncata</i> (Corda) Bréb.	C	4
	<i>Perium cylindricus</i> (Ehr.) Bréb.	TR	2E
	<i>P. spirostriolatum</i> Barker	TR	2E
118	<i>Pleurotaenium coronatum</i> (Bréb.) Rabh.		
	var. <i>fluctuatum</i> W. et G.S. West	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
119	<i>P. ehrenbergii</i> (Bréb.) de Bary	C	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>elongatum</i> W. et G.S. West		4
	et var. <i>undulatum</i> Schaarschm.		1, 3, 2E, 2T
	<i>P. minutum</i> (Ralfs) Delp.	AR	4
120	<i>P. trabecula</i> (Ehr.) Näg.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>hirsutum</i> (Bail.) Krieg.		4, 2E
	(syn.: <i>P. hutchinsonii</i> (Turn.) W. et G.S. West)		
	et var. <i>maximum</i> (Reinsch.) Roll		1, 2, 3, 1T, 2E, 2T
	(syn.: <i>P. maximum</i> (Reinsch.) Lund.)		
	<i>P. truncatum</i> (Bréb.) Näg.	AR	4
121	<i>Sphaerosma aubertianum</i> W. et G.S. West		
	var. <i>archerii</i> (Gutw.) W. et G.S. West	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
122	<i>S. filiformis</i> (Ehr.) Bourr.	R	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
	<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) W. et G.S. West	AR	2, 3
	<i>S. pulchellum</i> Arch.	AC	1, 2, 3, 4, 2E
123	<i>Staurastrum alternans</i> Bréb.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>S. anatinum</i> Cooke et Wills	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
124	<i>S. arachne</i> Ralfs	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
125	<i>S. arctiscon</i> (Ehr.) Lund.	R	2, 3, 2E
126	<i>S. avicula</i> Bréb.	R	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
127	<i>S. brebissonii</i> Arch.	AC	1, 2, 3, 2E
	<i>S. cyrtocentrum</i> Bréb.	R	1
	<i>S. dilatatum</i> Ehr.	AR	3, 4, 1E

- 128 *Staurastrum furcatum* (Ehr.) Bréb. AR 1, 2, 3, 4, 2E, 2T
- 129 *S. inconspicuum* Nordst. C 1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
- S. inflexum* Bréb. R 1
- S. iotatum* Wolle TR 2
- 130 *S. laeve* Ralfs AR 1, 2, 3, 4
- S. margaritaceum* (Ehr.) Menegh. AR 2, 3, 4
- S. micron* W. et G.S. West AR 1, 3, 4
- 131 *S. orbiculare* Ralfs
- var. *depressum* Roy et Biss. AC 1, 2, 3, 4, 2E, 2T
- S. paradoxum* Meyen R 2, 2E
- et var. *longipes* Nordst. AC 1, 2, 3, 4, 2E
- et var. *parvum* W. et G.S. West C 1, 2, 3, 4, 2E, 2T
- S. pentacerum* (Wolle) G.M. Sm. AR 1, 2, 3, 2T
- 133 *S. polymorphum* Bréb. AR 1, 3, 4, 2E, 2T
- S. punctulatum* Bréb. R 1
- S. setigerum* Cl. AC 1, 2, 3, 2T
- 134 *S. teliferum* Ralfs C 1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
- 135 *S. tetracerum* Ralfs C 2, 3, 4, 2E, 2T
- S. vestitum* Ralfs AC 1, 2, 3, 4, 2T
- 136 *Staurodesmus convergens* (Ehr.) Teil. AR 1, 3, 4, 2E
- (syn. : *Arthrodesmus convergens* Ehr.)
- 137 *St. cuspidatus* (Bréb.) Teil.
- var. *divergens* (Nordst.) Teil. C 1, 2, 3, 4, 2E, 2T
- (syn. : *Staurastrum cuspidatum* Bréb. var. *divergens* Nordst.)
- 138 *St. dejectus* (Bréb.) Teil.
- var. *apiculatus* (Bréb.) Teil. AR 1, 2, 3, 4, 2E, 2T
- (syn. : *Staurastrum apiculatum* Bréb.)
- St. dickiei* (Ralfs) Lillier R 2, 3
- (syn. : *Staurastrum dickiei* Ralfs)
- St. extensus* (Borge) Teil. R 1
- (syn. : *Arthrodesmus incus* (Bréb.) Hass. var. *extensus* Andersen)
- 139 *St. incus* (Bréb.) Teil. AR 1, 2, 3, 2T
- (syn. : *Arthrodesmus incus* (Bréb.) Hass.)
- St. lanceolatus* (Arch.) Croasd.
- var. *compressus* (W. et G.S. West) Teil. R 3
- St. pachyrhynchus* (Nordst.) Teil. TR 1

140	<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerh.) Teil. (syn. : <i>Arthrodesmus triangularis</i> Lagerh.)	R	1, 4, 2E
141	<i>Teilingia granulata</i> (Roy et Biss.) Bourr.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
142	<i>Tetmemorus granulatus</i> (Bréb.) Ralfs	AR	2, 4
143	<i>Xanthidium antilopaeum</i> (Bréb.) Kütz et var. <i>hybridarium</i> W. et G.S. West X. <i>concinnum</i> Arch.	AR 3 TR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T 3 3

8 - Charales

<i>Nitella</i> sp.	1, 1T
--------------------	-------

CHRYSTOPHYCEES

	<i>Antophysa vegetans</i> (Müll.) Stein	R	2, 2T
	<i>Chrysococcus klebsianus</i> Pasch		1T
144	<i>Chrysopyxis iwanoffii</i> Lauterb. (syn. : <i>Chrysopyxis colligera</i> Scherff. var. <i>minor</i> Villeret)	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	C. <i>stenostoma</i> Lauterb.	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
145	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imh.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
146	D. <i>cylindricum</i> Imh.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
164	D. <i>divergens</i> Imh.	AR	1, 3
	D. <i>elegantissimum</i> Bourr.	C	1, 3
165	D. <i>sertularia</i> Ehr.	AR	1, 2, 3, 4
	D. <i>suecicum</i> Lemm.	R	1
	<i>Epipyxis borgei</i> (Lauterb.) Hill. et Asm. (syn. : <i>Hyalobrya borgei</i> Lemm.)	R	1, 1E
	E. <i>ramosa</i> (Lauterb.) Hill. et Asm. (syn. : <i>Hyalobryon ramosum</i> Lauterb.)	AR	1, 2, 4, 1E, 2E, 2T
147	E. <i>utriculus</i> Ehr. et var. <i>acutum</i> Schiller	C C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T 1, 1E, 1T
	<i>Lagynion ampullaceum</i> Pasch.		2T
	L. <i>ad janei</i> Bourr.		4

<i>Lepochromulina bursa</i> Scherff.	AC	1, 2, 3, 4, 2T
<i>L. calyx</i> Scherff.	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
<i>Mallomonas acarioides</i> Perty		2, 1T, 2E, 2T
<i>M. akrokomos</i> Ruttner	AR	1, 1T
<i>M. reginae</i> Teil. var. <i>glabra</i> Bourr.		3, 2E, 2T
<i>M. tonsurata</i> Teil.		
var. <i>alpina</i> (Pasch. et Ruttn.) Krieg.		1, 3
<i>Ochromonas sphagnalis</i> Conrad		4
<i>Pseudokephyrion undulatiissimum</i> Scherff.		1, 4
<i>Rhipidodendron huxleyi</i> Kent	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
<i>Salpingoeca elegans</i> (Bachm.) Lemm.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>S. frequentissima</i> (Zach.) Lemm.	AC	1, 2, 3, 1E, 1T
<i>Stephanoporus epiphyticus</i> (Scherff.) Pasch.		1, 2, 4, 1E, 1T, 2T
<i>S. ad tubulosus</i> Pasch.		1, 2, 1E, 1T
<i>Synura uvella</i> Ehr.	C	1, 2
<i>S. sphagnicola</i> Korch.	AR	1, 3
<i>Uroglena americana</i> Calk	TC	1, Et.
<i>U. lindii</i> Bourr.	AR	1, 3

XANTHOPHYCEES

149 <i>Centritractus belenophorus</i> Lemm.	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
<i>Characiopsis acuta</i> Borzi	TR	2E
<i>C. curvata</i> (G.M. Sm.) Skuja	TR	1
<i>C. falsa</i> Pasch.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Ducelleria chodatii</i> (Ducell.) Teil.	AR	2, 3
<i>Goniochloris sculpta</i> Geitler	AR	1, 2, 2E
150 <i>Ophiocytium arbuscula</i> (A. Br.) Rabh.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>O. capitatum</i> Wolle	AR	1, 4, 1T
et fo. <i>longispinum</i> Lemm.		1, 2T
151 <i>O. cochleare</i> A. Br.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T

<i>Ophiocytium gracilipes</i> Rabh.		
var. <i>longispinum</i> (Möb.) Lemm.	TR	1
<i>O.</i> <i>lagerheimii</i> Lemm.	R	4
<i>Peroniella hyalothecae</i> Gobi	R	2
<i>P.</i> <i>minuta</i> Richt.	R	3, 1T
<i>Pseudostaurastrum enorme</i> (Ralfs) Chod.	AR	1, 2, 2E, 2T
(syn. : <i>Tetraedron enorme</i> (Ralfs) Hansg.)		
<i>P.</i> <i>lobulatum</i> (Pasch.) Fott	AR	2, 3, 2E, 2T
<i>Tetradriella gigas</i> (Pasch.) Bourr.	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
(syn. : <i>Tetragoniella gigas</i> Pasch.)		
<i>Tribonema aequale</i> Pasch.	TR	3
<i>T.</i> <i>minus</i> (Wille) Hazen	TR	2

DIATOMOPHYCEES

1 - Centrophycidées

<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.	R	1, 3, 4, 2E, 2T
<i>C.</i> <i>meneghiniana</i> Kütz.	AR	1, 3, 4, 1E, 1T
<i>C.</i> <i>ocellata</i> Pant.	TR	1
<i>C.</i> <i>stelligera</i> Cl. et Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Melosira distans</i> (Ehr.) Kütz.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>lirata</i> (Ehr.) Bethge fo. <i>lacustris</i>		
(Grun.) Bethge		2
<i>M.</i> <i>granulata</i> (Ehr.) Ralfs	R	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>angustissima</i> Müll.	R	2, 1E, 1T, 2E
<i>M.</i> <i>islandica</i> Müll. subsp. <i>helvetica</i> Müll.	C	1, 2, 3, 1E, 1T
<i>M.</i> <i>italica</i> (Ehr.) Kütz.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>M.</i> <i>varians</i> Ag.	TR	2, 1E, 2E, 2T
<i>Rhizolenia longiseta</i> Zach.	AC	1, 3, 4

2 - Pennatophycidées

<i>Achnantes affinis</i> Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
A. <i>didyma</i> Hust.	TR	3
A. <i>exilis</i> Kütz.	AR	1, 1E, 1T
A. <i>flexella</i> (Kütz.) Brun		
var. <i>alpestris</i> Brun	AR	2, 3
A. <i>hungarica</i> Grun.	TR	1, 1E
A. <i>kryophila</i> Pet.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
A. <i>lanceolata</i> (Bréb.) Grun.	AC	1, 3, 4, 1E, 1T
et var. <i>elliptica</i> Cl.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
et var. <i>rostrata</i> (Öst.) Hust.		3
A. <i>lapponica</i> Hust.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
A. <i>levanderi</i> Hust.	C	1, 2, 3
A. <i>linearis</i> (W. Sm.) Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
et var. <i>pusilla</i> Grun.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2T
A. <i>marginulata</i> Grun.		
var. <i>sublaevis</i> (Hust.) Cl.	R	2, 4
A. <i>microcephala</i> (Kütz.) Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
A. <i>minutissima</i> Kütz.	AC	1, 3, 4, 1E, 1T, 2T
et var. <i>cryptocephala</i> Grun.	TC	1, 2, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
A. <i>nodosa</i> Cl.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
A. <i>saxonica</i> Krasske	AC	1, 2, 4, 1E, 1T
<i>Amphiprora ornata</i> Bailey	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Anomoeoneis exilis</i> (Kütz.) Cl.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et fo. <i>lanceolata</i> A. May	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
A. <i>serians</i> (Bréb.) Cl.		
var. <i>brachysera</i> (Bréb.) Cl.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>brachysera</i> (Bréb.) Cl. fo. <i>thermalis</i> (Grun.) Hust.		1, 3, 2E
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Meresch.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
C. <i>pulchra</i> Messik.	TR	2T

<i>Caloneis schroederi</i> Hust.	AR	2, 2E, 2T
<i>C. silicula</i> (Ehr.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>truncatula</i> Grun.	AC	1, 2, 1E, 1T
<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	TR	2, 4
<i>Cocconeis placentula</i> (Ehr.) Hust.	AC	1, 2, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Cl.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Cymbella angustata</i> (W. Sm.) Cl.		
var. <i>ad pyrenaica</i> Mang.	TR	4
<i>C. gracilis</i> (Rabh.) Cl.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>C. hebreica</i> (Greg.) Grun.	AR	4, 2T
<i>C. hustedtii</i> Krasske	TR	2
<i>C. microcephala</i> Grun.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>C. naviculiformis</i> Auersw.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>C. perpusilla</i> Cl.	TR	3
<i>C. sinuata</i> Greg. fo. <i>ovata</i> Hust.	TR	1
<i>C. turgida</i> (Greg.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>C. ventricosa</i> Kütz.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Diatoma anceps</i> (Ehr.) Nitzsch.	TR	2T
<i>D. elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	R	3, 1E
<i>D. hiemale</i> (Lyngb.) Heib.		
var. <i>mesodon</i> (Ehr.) Grun.	R	1, 2
<i>D. vulgare</i> Bory	TR	3
<i>Diploneis marginestriata</i> Hust.	TR	4
<i>D. minuta</i> Pet.	TR	3
<i>D. oculata</i> (Bréb.) Cl.	TR	1, 2
<i>Epithemia zebra</i> (Ehr.) Kütz.	AR	1, 1E, 1T
et var. <i>porcellus</i> (Kütz.) Grun.	AC	1, 2, 3, 1E, 2E, 2T
et var. <i>saxonica</i> (Kütz.) Grun.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Eunotia alpina</i> (Näg.) Hust.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. arcus</i> Ehr.	AR	2, 4, 1E, 2E, 2T
<i>E. diodon</i> Ehr.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. exigua</i> (Bréb.) Rabh.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. flexuosa</i> (Bréb.) Kütz.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. formica</i> Ehr.	R	1, 2, 1T, 2E, 2T
<i>E. lunaris</i> (Ehr.) Grun.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>capitata</i> Grun.		1, 1E
et var. <i>subarcuata</i> (Näg.) Grun.		2, 1E, 1T, 2E, 2T

<i>Eunotia meisteri</i> Hust.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. microcephala</i> Krasske	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2T
<i>E. monodon</i> Ehr.	4	
et var. <i>bidens</i> (Greg.) W. Sm.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>major</i> (W. Sm.) Hust.	TR	4, 1T
<i>E. parallela</i> Ehr.	R	3, 4, 1E, 2E
<i>E. pectinalis</i> (Kütz.) Rabh.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>minor</i> (Kütz.) Rabh.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>minor</i> - - fo. <i>impressa</i> (Ehr.) Hust.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>minor</i> - - fo. <i>intermedia</i> Krasske		1, 1E
et var. <i>undulata</i> (Ralfs) Rabh.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>ventralis</i> (Ehr.) Hust.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. polydentula</i> Brun	AR	1, 4, 1E, 1T
et var. <i>crenata</i> A. Cl. Eul.	C	4
(syn. : <i>Eunotia perpusilla</i> Grun. var. <i>crenata</i> A. Berg)		
<i>E. praerupta</i> Ehr.	AR	2, 3, 4
et var. <i>bidens</i> (W. Sm.) Grun.	AR	1, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. robusta</i> Ralfs		
var. <i>tetraodon</i> (Ehr.) Ralfs	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. sibirica</i> Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. sudetica</i> Müll.	AR	1, 1E, 2E
<i>E. tenella</i> (Grun.) Hust.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. valida</i> Hust.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>E. veneris</i> (Kütz.) Müll.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>F. constricta</i> Ehr.	TC	1, 2, 3, 4
et fo. <i>stricta</i> Hust.		1, 2, 3, 4
<i>F. construens</i> (Ehr.) Grun.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>binodis</i> (Ehr.) Grun.	R	1, 2, 3, 4, 2T
et var. <i>exigua</i> (W. Sm.) Schulz	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>venter</i> (Ehr.) Grun.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>F. crotonensis</i> Kitton	R	1, 2
<i>F. pinnata</i> Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>lancettula</i> (Schum.) Hust.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T

<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>capitata</i> Krasske		1, 1E, 1T
et var. <i>lata</i> Müll.		1, 3, 1E, 1T
et var. <i>mesolepta</i> Schönf.		3, 1E
et var. <i>oblongella</i> Grun.		1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
<i>Frustulia rhomboides</i> de Toni		2, 2T
et var. <i>saxonica</i> (Rabh.) de Toni	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>saxonica</i> - -		
fo. <i>undulata</i> Hust.		1, 3, 1E, 2E
et var. <i>saxonica</i> - -		
fo. <i>capitata</i> (A. May) Hust.		3, 4
<i>Frustulia vulgaris</i> Thwaites	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>brebissonnii</i> (Kütz.) Cl.	R	2, 3, 1E, 1T, 2T
et var. <i>coronata</i> (Ehr.) W. Sm.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>G. angustatum</i> (Kütz.) Rabh.	AR	1, 3, 4, 1E, 1T, 2E
et var. <i>producta</i> Grun.	AR	1, 3, 1E, 1T
<i>G. bohemicum</i> Reich. et Fricke	R	1, 1E, 1T
<i>G. constrictum</i> Ehr.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>capitata</i> (Ehr.) Cl.	AR	2, 3, 1E, 1T
<i>G. gracile</i> Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>aurita</i> (A. Br.) Cl.	AR	1, 3
et var. <i>lanceolata</i> (Kütz.) Cl.	AR	1, 2, 4, 1E, 1T
<i>G. intricatum</i> Kütz.	R	1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>pumila</i> Grun.	R	1, 2, 1E, 1T
<i>G. longiceps</i> Ehr.		
var. <i>subclavata</i> Grun. fo. <i>gracilis</i> Hust.	R	2, 3, 4
<i>G. parvulum</i> (Kütz.) Grun.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>exilissima</i> Grun.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>micropus</i> (Kütz.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
et var. <i>exilis</i> Grun.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabh.	AR	1, 2, 3, 2T
<i>G. kützingii</i> (Grun.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T
<i>H. virgata</i> (Roper) Grun.	R	2, 1E, 1T

<i>Meridion circulare</i> Ag. var. <i>constricta</i> (Ralfs) V.H.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Navicula accomoda</i> Hust.	AR	1, 3, 4, 1E, 1T
<i>N. americana</i> Ehr.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. cari</i> Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>angusta</i> Grun.		2, 1E
<i>N. cocconeiformis</i> Greg.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. confervacea</i> (Kütz.) Grun.	TR	1E
<i>N. contenta</i> Grun.	TR	1E
<i>N. cryptocephala</i> Kütz.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. cuspidata</i> Kütz. var. <i>ambigua</i> (Ehr.) Cl.	AR	1, 2, 3, 1E, 1T
<i>N. detenta</i> Hust.	TR	1E
(syn. : <i>Navicula peltoensis</i> A. Cl. Eul.)		
<i>N. dicephala</i> (Ehr.) W. Sm.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. exigua</i> (Greg.) Müll.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. halophila</i> (Grun.) Cl.	R	2, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. hungarica</i> Grun. var. <i>capitata</i> (Ehr.) Cl.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. menisculum</i> Schum.	TR	2
<i>N. minima</i> Grun.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2T
<i>N. mutica</i> Kütz. var. <i>cohnii</i> (Hilse) Grun.	R	1, 3, 1T
<i>N. oblonga</i> Kütz.	TR	3
<i>N. pseudoscutiformis</i> Hust.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. pupula</i> Kütz.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>capitata</i> Hust.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>elliptica</i>		3
et var. <i>mutata</i> (Krasske) Hust.	AR	1, 3, 1E, 1T
et var. <i>rectangularis</i> (Greg.) Grun.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. radiosa</i> Kütz.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>subrostrata</i> Cl.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. rhynchocephala</i> Kütz.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>amphiceros</i> (Kütz.) V.H.	AR	2, 3, 1E, 1T
et var. <i>elongata</i> A. May		1
(syn. : <i>Navicula elongata</i> Poretzky ; <i>N. globulifera</i> Hust.)		
<i>N. sohrensii</i> Krasske	TR	4, 1E
<i>N. subhamulata</i> Grun.	AR	1, 3, 4, 1E, 1T, 2T
<i>N. tridentula</i> Krasske	R	4, 1T, 2E

<i>Navicula ventralis</i> Krasske	R	3, 4, 1E, 1T
<i>N. viridula</i> Kütz.		
var. <i>avenacea</i> (Bréb.) Grun.	AC	3, 4
<i>Neidium affine</i> (Ehr.) Cl.	AC	1, 2, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>amphirhynchus</i> (Ehr.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
et var. <i>longiceps</i> (Greg.) Cl.	AR	1, 2, 1E, 2T
<i>N. dubium</i> (Ehr.) Cl.	AR	1, 2, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. incurvum</i> (Greg.) Öst.	TR	3
<i>N. iridis</i> (Ehr.) Cl.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>ampliata</i> (Ehr.) Cl.		1, 3, 1E, 1T, 2E
et var. <i>amphigomphus</i> (Ehr.) V.H.		2, 4, 2T
<i>N. productum</i> (W. Sm.) Cl. var. <i>minor</i> Cl.	AC	1, 2, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Nitzschia acicularis</i> W. Sm.	R	1, 3, 1T
<i>N. acuta</i> Hantzsch	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. bremensis</i> Hust.	AR	1, 3, 1E, 1T
<i>N. capitellata</i> Hust.	AR	1, 2, 3
<i>N. dissipata</i> (Kütz.) Grun.	R	1, 4, 1E
<i>N. epithemioides</i> Grun.	TR	1T
<i>N. fonticola</i> Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. gracilis</i> Hantzsch	AR	1, 2, 3, 4, 1T, 2E
<i>N. heufleriana</i> Grun.	R	1, 4
<i>N. microcephala</i> Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
<i>N. obtusa</i> W. Sm.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. palea</i> (Kütz.) W. Sm.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. paleacea</i> Grun.	AR	4, 2E
<i>N. recta</i> Hantzsch	AR	1, 2, 4
<i>N. scalaris</i> (Ehr.) W. Sm.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>N. sigmoidea</i> (Ehr.) W. Sm.	AR	1, 2, 3, 1T
<i>N. sublinearis</i> Hust.	AR	1, 2, 3
<i>N. subtilis</i> (Kütz.) Grun.	R	2, 1T, 2E
<i>N. thermalis</i> Kütz. var. <i>minor</i> Hilse	AR	1, 1E, 2E
<i>N. tryblionella</i> Hantzsch		
var. <i>debilis</i> (Arnott) A. May	R	1, 4
et var. <i>levidensis</i> (W. Sm.) Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>victoriae</i> Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Opephora martyi</i> Herib.	R	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T

<i>Peroniopsis heribaudii</i> (Brun et Herib.) Hust.	R	2, 2E, 2T
<i>Pinnularia alpina</i> W. Sm.	TR	1, 2, 3, 4
<i>P. appendiculata</i> (Ag.) Cl.	R	1, 1E, 2E
et var. <i>budensis</i> Grun.		1
<i>P. borealis</i> Ehr.	AR	1, 2, 3, 1E, 1T, 2T
<i>P. braunii</i> (Grun.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>amphicephala</i> (A. May) Hust.	AC	1, 2, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. brevicostata</i> Cl.	TR	1E, 2E
<i>P. dactylus</i> Ehr.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. divergens</i> W. Sm.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>elliptica</i> Grun.		1, 3
et var. <i>undulata</i> Hust.	TR	1T
<i>P. divergentissima</i> (Grun.) Cl.	R	2, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. esox</i> Ehr.	TR	1
<i>P. formica</i> Ehr.	AC	1, 2, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
(syn. : <i>Pinnularia polyonca</i> (Bréb.) Müll.)		
<i>P. gentilis</i> (Donkin) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. gibba</i> Ehr.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>linearis</i> Hust.		1
et var. <i>mesogongyla</i> (Ehr.) Hust.	AR	1, 2, 3, 4
et var. <i>subundulata</i> (Ehr.) Hust.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. hemiptera</i> (Kütz.) Cl.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. interrupta</i> W. Sm.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
et fo. <i>minutissima</i> Hust.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. lata</i> (Bréb.) W. Sm.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. legumen</i> Ehr.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. macilenta</i> Ehr.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. major</i> (Kütz.) Cl.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. mesolepta</i> (Ehr.) W. Sm.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et fo. <i>angusta</i> Cl.	R	4, 1E, 1T
<i>P. microstauron</i> (Ehr.) Cl.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>brebissonnii</i> (Kütz.) Hust.	AC	2, 1E, 1T, 2T
et var. <i>brebissonnii</i> - -		
fo. <i>diminuta</i> (Grun.) Hust.		1, 2, 1E, 1T
et fo. <i>biundulata</i> Müll.		1, 1T

<i>Pinnularia nobilis</i> Ehr.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. nodosa</i> Ehr.	TR	1
<i>P. ad obscura</i> Krasske	TR	1
<i>P. stomatophora</i> Grun.	AR	1, 2, 3
et var. <i>depauperata</i> Mang.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. streptoraphe</i> Cl.	AR	2, 1T, 2E, 2T
<i>P. subcapitata</i> (Grun.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2T
et var. <i>hilseana</i> (Janish) Müll.		1, 1E, 2T
<i>P. subsolaris</i> (Grun.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. undulata</i> Greg.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>P. viridis</i> (Nitzsch) Ehr.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>fallax</i> Cl.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>leptogongyla</i> (Ehr. ? Grun.) Cl.	AR	1, 2, 4, 1E, 1T, 2E
et var. <i>sudetica</i> (Hilse) Hust.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Stauroneis acuta</i> W. Sm.	TR	3
<i>S. anceps</i> Ehr.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et fo. <i>gracilis</i> (Ehr.) Cl.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et fo. <i>linearis</i> (Ehr.) Cl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
<i>S. nobilis</i> Schum.		
fo. <i>alabamiae</i> (Heiden) A. Cl. Eul.	TR	1T
<i>S. phoenicenteron</i> Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>S. smithii</i> Grun.	R	2, 4, 1T
<i>Stenopterobia intermedia</i> (Lewis) Hust.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Surirella angustata</i> Kütz.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>S. biseriata</i> Bréb.	AR	1, 2, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>constricta</i> Grun.		3, 2T
<i>S. capronii</i> Bréb.	AR	1, 2, 3, 4, 1E
<i>S. gracilis</i> (W. Sm.) Grun.	R	1, 2, 3, 4, 1E, 2E
<i>S. linearis</i> W. Sm.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>constricta</i> (Ehr.) Grun.		1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
et var. <i>helvetica</i> (Brun) Meister	AC	1, 2, 3, 4
<i>S. ovata</i> Kütz.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>pinnata</i> W. Sm.		1, 1T
<i>S. robusta</i> Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>splendida</i> (Ehr.) V.H.	R	1, 2, 4, 1E, 1T, 2E

<i>Surirella tenera</i> Greg.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
et var. <i>nervosa</i> A. Schmidt	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Synedra acus</i> Kütz. var. <i>radians</i> (Kütz.) Hust.	R	1, 3, 1T
<i>S. parasitica</i> (W. Sm.) Hust.	R	2, 2E
et var. <i>subconstricta</i> Grun.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
<i>S. pulchella</i> (Ralfs) Kütz.		
var. <i>lacerata</i> Hust.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>S. rumpens</i> Kütz.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>familiaris</i> (Kütz.) Grun.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>S. ulna</i> (Nitzsch) Ehr.	AR	1, 2, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>amphirhynchus</i> (Ehr.) Grun.	AR	1, 1T, 2E, 2T
et var. <i>danica</i> (Kütz.) Grun.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T
<i>S. vaucheriae</i> Kütz.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Tabellaria binalis</i> (Ehr.) Grun.	TR	2
<i>T. fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
et var. <i>intermedia</i> Kütz.		2, 3, 2E, 2T
<i>T. flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T

PYRRROPHYCEES

152	<i>Ceratium hirundinella</i> (Müll.) Schrank	C	1, 2, 3, 2E, 2T
	<i>Chilomonas paramaecium</i> Ehr.	R	1, 2, 3
	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr. var. <i>reflexa</i> Marsson		1T
	<i>C. ovata</i> Ehr.		1E, 1T
	<i>Gymnodinium eurytopum</i> Skuja	AR	4
	<i>G. sp.</i>		1, 2E
	<i>Peridinium bipes</i> Stein	R	2
	<i>P. cinctum</i> (Müll.) Ehr.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>P. gatunense</i> Nyg.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
153	<i>P. inconspicuum</i> Lemm.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>P. umbonatum</i> Stein	R	4, 2T
	<i>P. willei</i> Huift-Kaas	R	2, 4, 2E

EUGLENOPHYCEES

	<i>Anisonema acinus</i> Duj.	
	<i>A. ovale</i> Klebs	TR
	<i>Astasia ad sagittifera</i> Skuja	
	<i>A. sp.</i>	
	<i>Colacium mucronatum</i> Bourr.	
	<i>C. vesiculosum</i> Ehr.	
	<i>Entosiphon sulcatum</i> (Duj.) Stein	AC 1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>Euglena acus</i> Ehr.	AR 1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>E. anabaena</i> Mainx var. <i>minima</i> Mainx	TR 1, 2E, Et.
	<i>E. gaumei</i> All. et Lef.	TR 1
154	<i>E. granulata</i> (Klebs) Schmitz	1, 2, 3, 4, 1E, 1T
	<i>E. mutabilis</i> Schmitz	1, 2, 3, 1E
	<i>E. oxyuris</i> Schmarda	1, 3, 4, 2E
155	<i>E. pisciformis</i> Klebs	1, 2, 3, 4, 1E, 1T
	<i>E. sanguinea</i> Ehr.	
	<i>E. spirogyra</i> Ehr.	
	<i>E. variabilis</i> Klebs	1T
	<i>E. viridis</i> Ehr.	1T
	<i>Heteronema acus</i> (Ehr.) Stein	TR 1
	<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehr.) Lemm.	AR 1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E
	<i>Menoidium pellucidum</i> Perty	TR 1
	<i>Peranema trichophorum</i> (Ehr.) Stein	R 1, 2, 3, 4, 1T, 2T
	<i>Petalomonas mediocanellata</i> Stein	1, 2, 3, 4, 1E, 2E
	<i>P. steinii</i> Klebs	AR 1, 2, 3, 4, 1E, 1T
	<i>Phacus acuminatus</i> Stokes	AR 1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>discifera</i> (Pochm.) Hub. Pest.	1, 2, 3, 4, 1E, 1T
	<i>P. aenigmaticus</i> Schmitz	AR 1, 2, 3, 4, 1E, 1T
	<i>P. caudatus</i> Hub.	TR 1
	<i>P. chloroplastes</i> Prescott	TR 1
	<i>P. longicauda</i> (Ehr.) Duj.	TR 1, 2E
	<i>P. platyaulax</i> Pochm.	TR 1
	<i>P. pleuronectes</i> (Müll.) Duj.	R 1, 2, 3, 4, 2E

	<i>Phacus pyrum</i> (Ehr.) Stein	AC	1, 2, 3, 4
	<i>P. suecicus</i> Lemm.	AR	1, 4, 1E, 1T, 2E
	<i>P. tortus</i> (Lemm.) Skv.	R	2, 4, 1T, 2E, 2T
	<i>P. tripteris</i> Duj.		1T, 2T
	<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Defl.	TR	1
	<i>Trachelomonas abrupta</i> Swir. em. Defl.		1
	et var. <i>armata</i> (Playf.) Defl.		2E
	et var. <i>minor</i> Defl.	AR	1, 2, 3, 4, 2T
156	<i>T. acanthostoma</i> Stokes em. Defl.		1, 3
	et var. <i>minor</i> Drez.		1, 1E
	<i>T. armata</i> (Ehr.) Stein		1T
	et fo. <i>inevoluta</i> Defl.		1
	et var. <i>longa</i> Defl.		1T
	<i>T. bacillifera</i> Playf.		
	var. <i>minima</i> Playf.	R	2, 4
	<i>T. bernardinensis</i> W. Wischer em. Defl.	AC	4,
	<i>T. caudata</i> (Ehr.) Stein em. Defl.	AR	4, 1T
	<i>T. dybowski</i> Drez.	TR	3
157	<i>T. granulosa</i> Playf.	R	1, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>T. hexangulata</i> (Swir.) Playf.		1T
	(syn. : <i>Trachelomonas ampullacea</i> Playf.)		
158	<i>T. hispida</i> Stein em. Defl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>coronata</i> Lemm. et Defl.	AC	1, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>crenulatocollis</i> (Maskell) Lemm.	AR	1, 2, 2E
	et var. <i>punctata</i> Lemm.		4, 1E
	<i>T. intermedia</i> Dang.	AR	2, 3, 4
159	<i>T. kellogii</i> Skv. em. Defl.	AC	4
	<i>T. lacustris</i> Drez.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2T
	<i>T. niklewski</i> Drez.	R	4, 1E, 2E
160	<i>T. oblonga</i> Lemm. var. <i>truncata</i> Lemm.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>T. perforata</i> Aw.	R	3, 4, 1E
161	<i>T. rugulosa</i> Stein em. Defl.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2T
	<i>T. scabra</i> Playf.	R	4
	<i>T. superba</i> Swir. em. Defl.	AR	4
162	<i>T. varians</i> Defl.		4, 1E, 1T, 2E, 2T

	<i>Trachelomonas ad verrucosa</i> Stokes		4
163	<i>T. volvocina</i> Ehr.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	et var. <i>compressa</i> Drez. em. Defl.		1, 4
	et var. <i>derephora</i> Conrad		1

CYANOPHYCEES

	<i>Anabaena echinospora</i> Skuja		2T
	<i>A. flos-aquae</i> (Lyngb.) Bréb.		1, 2, 3, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>A. inaequalis</i> (Kütz.) Born. et Flah.		1, 2, 2T
	<i>A. oscillarioides</i> Bory		1, 2, 2T
	<i>A. verrucosa</i> Boye-Pet		2T
	<i>Aphanothece microscopica</i> Näg.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
	<i>A. stagnina</i> (Spreng.) A. Br.	R	2, 3, 1T, 2E
	<i>Calothrix fusca</i> Born. et Flah.	R	1, 3, 4, 2T
	<i>C. stagnalis</i> Gom.	R	1, 1E
	<i>Chamaesiphon curvatus</i> Nordst.		1E, 1T, 2E
	<i>Coelosphaerium kützianum</i> Näg.	AR	1, 2, 3, 2E, 2T
	<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	TR	1
	<i>C. minutus</i> (Kütz.) Näg.	TR	2
	<i>C. turgidus</i> (Kütz.) Näg.	AR	1, 4, 1T, 2E, 2T
	<i>Cylindrospermum alatosporum</i> F.E. Fritsch	AR	1, 2, 3, 1E, 1T
	<i>C. stagnale</i> (Kütz.) Born. et Flah.	R	1
	<i>Fischerella muscicola</i> (Thuret) Gom.	TR	2
	<i>Gloeothece ad monococca</i> (Kütz.) Rabh.	R	2, 3, 2E
	<i>G. linearis</i> Näg.	R	1
	<i>Gloeotrichia echinulata</i> (J.E. Sm.) P. Richt.	TR	2, 1E
	<i>G. pisum</i> Thuret	TR	4
	<i>Gomphosphaeria naegeliana</i> (Unger) Lemm.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>Hapalosiphon hibernicus</i> W. et G.S. West	TC	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
	<i>H. intricatus</i> W. et G.S. West	AC	1, 4
	<i>Lyngbya bipunctata</i> Lemm.	AR	2, 3, 4, 2E, 2T
	<i>L. favosa</i> (Bory) Bourr.	AR	1, 3, 4
	(syn. : <i>Phormidium favosum</i> (Bory) Gom.)		

<i>Lyngbya lagerheimii</i> (Möb.) Gom.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
<i>L. mucicola</i> Lemm.	R	1, 3, 2E, 2T
<i>L. perelegans</i> Lemm.	TC	1, 2, 3, 4, 1T, 2E, 2T
<i>L. rivulariarum</i> Gom.		2E
<i>L. tenue</i> (Gom.) Bourr.	AC	2, 4
(syn. : <i>Phormidium tenue</i> (Menegh.) Gom.)		
<i>L. valderianum</i> (Gom.) Bourr.	R	2, 2E
(syn. : <i>Phormidium valderianum</i> (Delp.) Gom.)		
<i>Merismopedia convoluta</i> Bréb.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>M. elegans</i> A. Br.	R	1, 1E
<i>M. glauca</i> (Ehr.) Näg.	AR	1, 2, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>M. punctata</i> May	AR	1, 2, 3, 1E, 2E
<i>Microchaete tenera</i> Thuret	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 2T
<i>Microcystis elachista</i> (W. et G.S. West) Starmach		
var. <i>planctonica</i> G.M. Sm.	AC	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
(syn. : <i>Aphanocapsa elachista</i> W. et G.S. West var. <i>planctonica</i> G.M. Sm.)		
<i>M. flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchn.	AR	1, 3, 4, 1E, 2E, 2T
<i>Nostoc paludosum</i> Kütz.	AR	1, 2, 3, 4, 1E, 2E, 2T
<i>Oscillatoria anguina</i> (Bory) Gom.	AR	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
<i>O. chalybea</i> (Mertens) Gom.	TR	4
<i>O. chlorina</i> Kütz.		4, 1T, 2T
<i>O. lacustris</i> (Klebhan) Geitl.	R	1, 2, 2E
<i>O. limosa</i> Ag.	AR	1, 4, 1E, 1T
<i>O. princeps</i> Vauch.	R	1, Et.
<i>O. sancta</i> (Kütz.) Gom.	AR	1, 2, 3, 2E, 2T
<i>O. simplicissima</i> Gom.		1E, 2E, 2T
<i>O. splendida</i> Grev.	C	1, 2, 3, 4, 2E, 2T
<i>O. tenuis</i> Ag.	C	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Paulinella chromatophora</i> Lauterb.	AC	1, 2, 3, 4, 1E, 1T, 2E, 2T
<i>Plectonema notatum</i> Schmidle	C	1, 2, 3, 2T
<i>Schizotrix</i> sp.		1, 2T
<i>Scytonema myochrous</i> (Dilw.) Ag.	AC	1, 2, 3, 2T
<i>Spirulina ad laxa</i> G.M. Sm.		1, 2, 1E, 2E
<i>Stigonema ocellatum</i> Thuret	TR	4
<i>Tolypothrix distorta</i> Kütz.		
var. <i>penicillata</i> (Ag.) Lemm.	TC	1, 2, 3, 1T, 2E, 2T

2 . DESCRIPTION SOMMAIRE DE LA FLORE ALGALE

629 espèces et 156 variétés ont pu être identifiées dans l'étang du Pas-du-Houx. Le tableau n° 19 montre que les Zygnématales et les Diatomophycées réunies constituent plus de 50 % du nombre des espèces reconnues. Les Diatomées (190 espèces) forment le groupe le plus important avec 30,2 % du nombre total des espèces. A elles seules, les Pennales totalisent 182 espèces, principalement représentées par les genres suivants : *Pinnularia* (31) , *Navicula* (22) , *Eunotia* (20), *Nitzschia* (20), *Achnanthes* (16). D'autres genres, tels *Tabellaria* et *Fragilaria* sont, quantitativement, très importants. Parmi les Centrales, deux espèces, *Melosira islandica* et *M. italica*, apparaissent, souvent, en abondance dans le plancton. L'importance des Zygnématales, quant au nombre des espèces, est due essentiellement à la famille des Desmidiacées. Les principaux genres se répartissent de la façon suivante : *Cosmarium* (44 espèces), *Closterium* (27) *Staurastrum* (24) et *Euastrum* (16). Peu d'espèces peuvent être classées comme purement planctoniques.

Les Chlorococcales ne sont jamais présentes en grande quantité; toutefois, elles forment l'un des éléments constants de la flore algale : 78 % des espèces reconnues se rencontrent les trois années. Le genre *Scenedesmus* compte, à lui seul, 28 espèces sur les 68 identifiées. Par ailleurs, parmi les espèces les plus fréquentes, on peut citer : *Pediastrum duplex*, *P. angulosum* var. *araneosum*, *P. tetras* et var. *tetraodon*, *Sphaerocystis Schroeteri*, *Westella botryoides*. Comme les Desmidiacées, les Chlorococcales n'apparaissent jamais comme un des éléments prépondérants du plancton.

Tétraspores, Ulothricales et Chaetophorales ne jouent qu'un rôle secondaire dans la composition de la flore algale, tant du point de vue qualitatif que du point de vue quantitatif. Toutefois, il faut noter, au cours des trois années, le caractère permanent de la plupart des espèces, à l'inverse des Volvocales qui se particularisent par des apparitions tout à fait fugitives.

Les Oedogoniales, principalement le genre *Oedogonium*, assez faiblement représentées quant au nombre des espèces, se développent, souvent, en abondance; elles constituent un "abri" ou un support propre à favoriser la multiplication de nombreuses autres espèces.

Dans les quatre stations étudiées, les Chrysophycées se caractérisent surtout par la présence d'espèces épiphytes (principalement *Epiphyxis plurisp.* et *Salpingoea plurisp.*). Toutefois, *Dinobryon bavaricum* et *D. cylindricum*, espèces plus spécifiquement planctoniques, abondent aux stations 1, 2 et 3. En eau libre, *Synura uvella* et *Uroglena americana* se montrent, à la fin de l'hiver, les composantes essentielles de la flore purement planctonique.

Les Euglénophycées groupent 48 espèces dont la plupart n'apparaissent que de façon sporadique. Quelques *Trachelomonas* en constituent l'élément permanent. Pyrrophycées et Xanthophycées sont, dans l'ensemble, faiblement représentées. Parmi les premières, *Peridinium inconspicuum* et *Ceratium hirundinella* se révèlent, à certaines époques, relativement fréquents. Parmi les secondes, *Centritractus belenophorus*, *Ophiocytium arbuscula* et *O. cochleare* se rencontrent assez régulièrement.

TABLEAU N° 19

Représentation et pourcentages des différents groupes d'algues.

CHLOROPHYCEES	282	espèces, soit	44,8 %
<i>Volvocales</i>	5	-	0,8 %
<i>Tétraspores</i>	9	-	1,4 %
<i>Chlorococcales</i>	68	-	10,8 %
<i>Ulothricales</i>	12	-	1,9 %
<i>Chaetophorales</i>	10	-	1,6 %
<i>Oedogoniales</i>	21	-	3,3 %
<i>Zygnématales</i>	157	-	24,9 %
(Desmidiacées)	(140)	-	(23,2 %)
CHRYSPHYCEES	30	-	4,7 %
DIATOMOPHYCEES	190	-	30,2 %
XANTHOPHYCEES	17	-	2,7 %
PYRRPHYCEES	10	-	1,6 %
EUGLENOPHYCEES	48	-	7,6 %
CYANOPHYCEES	52	-	8,2 %
TOTAL :	629	espèces	

Dans la composition globale de la flore algale de l'étang, les Cyanophycées occupent une part non négligeable. Rares dans le plancton (présence de quelques *Oscillatoria*, de *Gomphosphaeria naegeliana*), la plupart des espèces trouvées vivent en épiphytes ou dans le mucilage d'autres algues. Certaines se développent abondamment, sans toutefois

donner des fleurs d'eau; on peut citer : *Anabaena plurisp.*, *Lyngbya plurisp.*, *Plectonema notatum*, *Tolypothrix distorta* var. *penicillata* et *Hapalosiphon hibernicus*; ces deux dernières espèces forment de véritables enduits sur les tiges des plantes supérieures.

Dans l'ensemble, la flore de l'étang du Pas-du-Houx se caractérise par un petit nombre d'espèces purement planctoniques; les Chrysophycées (*Synura uvella*, *Uroglena americana*, *Dinobryon bavaricum* et *D. cylindricum*) et les Diatomées (surtout *Melosira italica*) fournissent les espèces dominantes. Par contre, les algues appartenant au benthos, ou périphyton, montrent une grande richesse en espèces ou variétés. C'est, d'ailleurs, un fait logique et reconnu (Deflandre, 1925; Allorge et Gaume, 1931) que le périphyton, notamment en ce qui concerne les Desmidiées, est d'autant plus riche que les étangs sont rarement asséchés ou pas du tout. En effet, les algues benthiques ne sont vraiment bien développées que dans les étangs où la masse d'eau est suffisante pour que les différentes ceintures de plantes vasculaires s'établissent et se maintiennent, cas de l'étang du Pas-du-Houx.

3 . CONTRIBUTION APPORTEE PAR LES COEFFICIENTS PHYTOPLANCTONIQUES DANS LA DEFINITION DU STATUT TROPHIQUE DES ETANGS.

Certains auteurs ont pensé pouvoir définir le statut trophique des lacs et étangs en utilisant le nombre d'espèces de quelques grands groupes d'algues. C'est Thunmark (1945) qui, se basant sur de nombreuses observations, propose, le premier, de caractériser les lacs au moyen du rapport : Chlorococcales / Desmidiacées. Il considère que ce quotient met en évidence, de manière satisfaisante, l'oligotrophie ou l'eutrophie des lacs qu'il étudie. Nygaard (1949) élargit cette idée et propose d'autres coefficients dont l'ensemble des valeurs permet de classer les différents types de lacs et d'étangs danois; ce sont les rapports suivants :

$$m = \frac{\text{Cyanophycées}}{\text{Desmidiacées}} \qquad e = \frac{\text{Euglénophycées}}{\text{Cyanophycées} + \text{Chlorococcales}}$$

$$c = \frac{\text{Chlorococcales}}{\text{Desmidiacées}} \qquad d = \frac{\text{Centrales}}{\text{Pennales}}$$

$$C = \frac{\text{Cyanophycées} + \text{Chlorococcales} + \text{Centrales} + \text{Euglénophycées}}{\text{Desmidiacées}}$$

Les nombres utilisés sont ceux du nombre d'espèces de chaque groupe.

Jarnefelt (1952) ne trouve pas ces coefficients acceptables pour sa classification des lacs finlandais. Aussi, Nygaard (1955) entreprend-t-il de tester soigneusement le coefficient composé C en se servant de l'activité photosynthétique comme indicateur du type de trophie. Il conclut que ce coefficient, très valable dans les cas extrêmes, peut devenir, par contre, source d'erreur quand il est utilisé dans les types d'eau intermédiaires entre l'oligotrophie et l'eutrophie. Gayral (1954) considère que la contribution apportée par les divers coefficients est très intéressante et pense qu'une étude algologique précise d'un lac peut suppléer, dans une certaine mesure, une étude physico-chimique. Brook (1955), étudiant les lacs écossais, estime également valables les divers coefficients de Nygaard. Brook et Round (1959) vérifient que le coefficient composé C rend très bien compte de l'eutrophie de certains lacs irlandais. Par contre, Rawson (1956) critique l'emploi des coefficients de Nygaard, et conclut qu'ils sont d'un intérêt limité pour le limnologue. Pourtant, ce même auteur admet que ces coefficients peuvent donner des indications valables dans le cas de lacs situés à l'intérieur d'une aire géographique déterminée. Les observations de Kozarov (1971), dans une étude sur le lac Ohrid (Yougoslavie), semblent appuyer les critiques de Rawson.

Théoriquement, Nygaard a établi ses coefficients en fonction des seules algues planctoniques. La plupart des auteurs cités précédemment ont basé leurs calculs sur le nombre des espèces trouvées en eau libre. Brook (1959) a montré, pour les Desmidiées, combien il est difficile de différencier les formes réellement planctoniques de celles qui proviennent d'un autre habitat et s'égarent en pleine eau; on peut penser qu'il en est de même pour la plupart des algues non flagellées appartenant aux autres groupes. Ce problème de la dispersion des algues à l'intérieur des masses d'eau se pose encore avec plus d'acuité dans les étangs que dans les lacs. C'est pourquoi, je pense qu'il faut tenir compte de toutes les espèces présentes, indépendamment de leur habitat théorique. Les coefficients de Nygaard fournissent alors des informations plus valables concernant l'ensemble de la flore algale. Cette conception requiert, naturellement, une étude approfondie et détaillée d'identification des espèces, associée à un grand nombre de prélèvements. De plus, on pourrait envisager des quotients où figurent des groupes comme les Pyrrophyces, les Xanthophycées et, surtout, les Chrysophycées. Ceci suppose l'étude d'un grand nombre d'étangs de types et de régions différents.

Les valeurs des coefficients c et C , données par Nygaard comme indiquant l'oligotrophie dans les étangs, peuvent être légèrement modifiées. En effet, suivant les ouvrages consultés, la notion d'espèce varie. Le genre *Scenedesmus* en fournit plusieurs exemples. De nombreux auteurs considèrent *Scenedesmus quadricauda* comme une seule espèce, or, un examen plus approfondi (suivant la monographie de Chodat, par exemple) permet d'en distinguer plusieurs. Il en est de même pour *S. acuminatus* et *S. abundans*. Ainsi, on peut dénombrer facilement plus d'une dizaine d'espèces pouvant modifier sensiblement le résultat des calculs de c et C . Par suite, tout au moins en ce qui concerne les étangs, on peut donc élever la limite supérieure des valeurs de ces deux coefficients indiquant l'oligotrophie. La valeur la plus haute de c donnée par

Nygaard pour les lacs oligotrophes peut être adoptée sans risque, soit 0,7 ; quant à C, son maximum peut atteindre 1,2. Dans cette optique, les coefficients de Nygaard se révèlent parfaitement valables; des travaux antérieurs (Savouré et Le Cohu, 1966; Savouré, Le Cohu et Bertru, 1967; Villaret, Citharel et Verger-Lagadec, 1972) portant sur des étangs de Bretagne et de Dordogne, l'ont d'ailleurs montré.

TABLEAU N° 20

Valeurs des différents coefficients de Nygaard dans les 4 stations.

		Coefficients :				
		m	c	d	e	C
St. 1	1966	0,21	0,56	0,05	0,20	1,00
	1967	0,33	0,51	0,04	0,20	1,19
	1968	0,21	0,47	0,05	0,10	0,93
St. 2	1966	0,25	0,61	0,03	0,15	1,00
	1967	0,26	0,52	0,04	0,10	0,92
	1968	0,32	0,60	0,04	0,07	1,00
St. 3	1966	0,22	0,48	0,05	0,10	0,86
	1967	0,20	0,48	0,05	0,10	0,87
	1968	0,25	0,50	0,04	0,10	0,90
St. 4	1967	0,18	0,38	0,05	0,50	0,90
	1968	0,14	0,47	0,05	0,30	0,88
Etang		0,35	0,43	0,05	0,26	1,20
Valeurs données par Nygaard		0,1-0,3	0,25-0,45	0,3	0 - 1	0,4-0,8

En ce qui concerne l'étang du Pas-du-Houx (Tableau n° 20), les calculs des coefficients ont été effectués à partir des algues recensées, toute l'année pour les Diatomées, de mai à septembre pour les autres groupes, ainsi d'ailleurs, que le conseille Nygaard (1949). Si l'on se reporte aux résultats de cet auteur (1949, p. 14 - 16) ,

l'étang du Pas-du-Houx se place, sans ambiguïté, dans la catégorie des étangs oligotrophes. Cependant, les quotients c et C s'avèrent, parfois, plus élevés que ceux des étangs danois; ils se placent alors à la limite supérieure de l'échelle d'oligotrophie pour les lacs. En ce qui concerne les étangs, la légère augmentation des valeurs maximales de ces deux coefficients proposés plus haut se trouve ainsi justifiée.

Le caractère oligotrophe de l'étang du Pas-du-Houx se trouve donc confirmé, aussi bien par le calcul des coefficients phytoplanctoniques définis ci-dessus que par les résultats physico-chimiques exposés précédemment.

4 . LA NOTION D'ESPECE INDICATRICE D'OLIGOTROPHIE

Pour distinguer les différents types de lacs ou d'étangs, on peut également, au lieu d'utiliser l'ensemble des espèces, se servir uniquement de quelques espèces dites "indicatrices" ou "caractéristiques". Si cette notion d'espèce caractéristique a été admise et utilisée depuis longtemps par les phytogéographes, elle est beaucoup plus controversée en ce qui concerne les algues.

Un premier problème se pose lorsqu'il s'agit de définir le caractère oligotrophe de certaines espèces. En effet, si un nombre important semble se limiter aux eaux eutrophes, très peu d'espèces peuvent être considérées comme typiquement oligotrophes. Jarnefelt (1952), dans une étude portant sur plus de 300 lacs finlandais, donne une liste de 30 espèces trouvées exclusivement dans les eaux eutrophes, par contre, 6 se rencontrent uniquement en milieu oligotrophe. On peut penser, comme le souligne Rawson (1956) que les véritables espèces oligotrophes n'existent pas. En effet, les organismes eutrophes se développent dans des eaux riches en substances nutritives, puis disparaissent quand celles-ci descendent en-dessous d'un seuil minimum. Il est plus difficile de concevoir des espèces qui, prospérant en de basses concentrations en substances nutritives, sont incapables de tolérer de plus hautes concentrations. Il se peut aussi que beaucoup d'espèces, dites oligotrophes, ne soient pas caractéristiques d'un milieu de ce type mais, simplement, le résidu de formes largement tolérantes pouvant se développer dans les milieux méso- et même eutrophes, une croissance lente ou simplement leur inadaptation à la compétition pour la nourriture les éliminant. De même, des espèces à aire de dispersion étendue peuvent avoir plusieurs écotypes ou même, des races physiologiques adaptées à des conditions spéciales et ne montrant que peu ou pas de différences morphologiques. Un exemple bien connu est la découverte par Ruttner (1937) de deux variétés d'une même espèce : l'une, *Asterionella formosa* fo. *hypolimnetica*, trouvée dans

les eaux froides (5-8°), et l'autre, *Asterionella formosa* fo. *epilimnetica*, tolérant des températures de 7 à 14°. Geitler et Ruttner (1936) pensent également que *Oscillatoria tenuis* est une espèce collective aux types écologiques variés, dont les différences morphologiques s'avèrent difficiles à établir. Selon Fjordingstad (1965), *Oscillatoria splendida* a deux formes écologiques, l'une saprobiontique, c'est à dire préférant les eaux polluées, l'autre saprophobe, nécessitant une eau pure pour son développement.

Un autre problème qui se pose est de savoir comment définir l'espèce "caractéristique". En écologie végétale, les espèces caractéristiques sont exclusives d'une association même quand elles y sont rares. En limnologie, beaucoup d'auteurs pensent qu'un milieu peut se caractériser par les espèces dominantes, c'est à dire celles qui comptent le plus grand nombre d'individus. Cette conception se révèle sans doute valable dans l'étude des lacs ou étangs eutrophes; mais dans le cas des étangs oligotrophes, notamment ceux de la région, les espèces ubiquistes sont également les plus fréquentes. Il s'avère alors hasardeux de parler d'espèces caractéristiques.

D'autres auteurs, tels Bourrelly (1961), tiennent un raisonnement fondamentalement différent : "En général, on caractérise les groupements algaux par les espèces dominantes ou abondantes et on néglige les formes rares. Volontiers, nous ferions l'inverse et nous pensons que les espèces rares, espèces sans doute à besoins écologiques très précis, pourraient faire d'excellentes caractéristiques biologiques." Je me rangerais volontiers à cette opinion, mais il faudrait, pour aboutir à des résultats vraiment incontestables, des études beaucoup plus nombreuses nécessitant une connaissance approfondie de la flore algale. Ceci est irréalisable dans les conditions actuelles.

Malgré les difficultés énumérées ci-dessus, des listes d'espèces considérées comme oligotrophes ont été dressées par Rawson (1956) et par Hutchinson (1967) qui reprend également les espèces citées par Jarnefelt (1952). Toutefois, il faut noter que ces listes concernent uniquement les algues planctoniques. Dans l'étang du Pas-du-Houx, on retrouve les espèces suivantes : *Dinobryon bavaricum* et *D. cylindricum*, *Sphaerocystis schroeteri*, *Staurastrum anatinum*, *Staurodesmus incus*, *Peridinium inconspicuum*, *Nitzschia gracilis*, *Tabellaria fenestrata* et *T. flocculosa*, *Melosira distans* et *M. italica*, *Merismopedia punctata*. A ces espèces peuvent s'ajouter : *Staurastrum arctiscon*, *Cosmarium connatum*, *C. margaritatum* et *C. ovale*, *Docidium baculum*, *Euastrum ansatum* et *E. oblongum*, dont Tassigny (1971) a mis en évidence le caractère oligocalcique. Cependant, dans l'étang du Pas-du-Houx, il est difficile de faire une distinction sans équivoque entre les espèces qui seraient oligotrophes vraies, c'est à dire uniquement liées à la pauvreté en substances nutritives, et les espèces oligotrophes plus ou moins associées à un milieu à sphaignes, qui se répandent dans toute la masse

d'eau. Parmi ces dernières, dans une liste qui est loin d'être exhaustive, on peut citer : *Frustulia rhomboïdes* var. *saxonica*, *Anomoeoneis serians* var. *brachysera* fo. *thermalis*, *Achnanthes exilis* fo. *lanceolata*, *Cymbella microcephala*, *Ankistrodesmus falcatus* var. *mirabilis*, *Gloeochaete wittrockiana*, *Scenedesmus heimi*, *Cylindrocystis brebissonii*, *Netrium digitus*, *Bambusina moniliformis*, *Closterium lunula*, *C. striolatum*, *C. costatum*, *Cosmarium tinctum*, *C. sphagnicolum*, *C. quadratum*, *C. difficile*, *Goniochloris sculpta*, *Chroococcus turgidus*, *Hapalosiphon intricatus*.

L'absence ou la rareté de certaines algues peuvent également mettre en évidence le caractère oligotrophe de l'étang. Ainsi, *Aphanizomenon flos-aquae* n'a jamais été rencontré au cours des trois années d'étude, alors qu'il se développe en abondance dans les lacs ou étangs eutrophes (ex. : Jugon, en Bretagne). *Fragilaria crotonensis* et *Melosira granulata* n'apparaissent que sporadiquement; ces deux algues ont une écologie bien connue, elles préfèrent les eaux eutrophes. De même, Nygaard (1949) et Round (1957 a) soulignent que les Volvocales sont communes dans les eaux eutrophes, rares dans les eaux mésotrophes et absentes des milieux oligotrophes. Ces observations se trouvent confirmées par l'étude de l'étang du Pas-du-Houx où les Volvocales constituent un élément très discret de la flore algale.

5 . COMPARAISON DES STATIONS

Le tableau n° 21 récapitule le nombre des espèces classées par station et par groupe systématique. La station 1 compte, environ, une cinquantaine d'espèces de plus que les trois autres; des facteurs purement mécaniques expliquent, sans doute, la plus grande variété de sa flore algale. D'une part, sa situation à l'abri des vents dominants évite une trop grande dispersion des algues qui s'y développent, et permet à celles venues d'ailleurs d'y rester; d'autre part, la proximité de l'embouchure du ruisseau qui se jette dans l'étang entraîne la présence accidentelle de quelques algues comme *Draparnaldia mutabilis*, abondante dans le ruisseau et rencontrée à quatre reprises dans la station 1.

93 espèces, soit près de 15 % du nombre total des espèces identifiées, ont été rencontrées dans une seule station; la présence de 50 d'entre elles a un caractère purement accidentel; en effet, elles n'apparaissent qu'une seule fois dans les relevés effectués au cours des trois années d'étude. Les 43 espèces restantes se répartissent ainsi : 9 à la station 1, 4 dans chacune des stations 2 et 3, et 26 à la station 4. Cette dernière station présente donc la flore algale la plus originale. Parmi les 26 espèces recensées uniquement dans ce biotope, on dénombre 13 Zygnématales, ce qui peut être attendu, étant donné la

situation de la station 4 parmi les Sphaignes, mais on compte également 7 Euglénophycées, dont la plupart n'apparaissent qu'en 1967.

TABLEAU N° 21				
Nombre d'espèces des différents groupes d'algues à l'intérieur de chaque station.				
	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
CHLOROPHYCEES	207	188	197	203
<i>Volvocales</i>	5	3	5	4
<i>Tétraspérales</i>	6	5	6	5
<i>Chlorococcales</i>	55	58	49	50
<i>Ulothricales</i>	9	4	8	6
<i>Chaetophorales</i>	9	5	5	4
<i>Oedogoniales</i>	13	7	13	11
<i>Zygnématales</i>	110	106	111	122
(Desmidiacées)	(102)	(101)	(105)	(114)
CHRYSTOPHYCEES	20	15	15	15
DIATOMOPHYCEES	156	146	147	140
XANTHOPHYCEES	11	13	10	7
PYRROPHYCEES	6	7	6	6
EUGLENOPHYCEES	39	16	23	35
CYANOPHYCEES	39	33	30	27
TOTAL	478	418	428	433

L'examen du tableau n° 21 montre que les grands groupes systématiques, à l'exception des Euglénophycées, ont une représentation homogène d'une station à l'autre. Pour une meilleure comparaison, j'ai

utilisé la notion de coefficient de similitude (ou d'affinité) telle que la propose Soerensen (1948) pour l'étude des groupements végétaux supérieurs. Les coefficients d'affinité entre les stations étudiées prises deux à deux est donné par la formule :

$$Q = \frac{2 \text{ c}}{a + b} \times 100$$

dans laquelle : a et b sont les nombres respectifs des espèces dans les deux relevés et c le nombre d'espèces communes aux deux relevés. Dans le cas présent, le nombre d'espèces recensées chaque année dans une station constitue un relevé. Les coefficients d'affinité s'établissent pour les années 1967 et 1968, à partir du nombre total d'espèces de chaque station (tableau n° 22) et à partir des grands groupes systématiques suivants : Chlorococcales, Euglénophycées et Diatomées (tableau n° 23).

TABLEAU N° 22									
Coefficients de Soerensen									
établis à partir de la population globale de l'étang.									
1967					1968				
	St.1	St.2	St.3	St.4		St.1	St.2	St.3	St.4
St.1		66	68	63	St.1		69	68	63
St.2	66		72	68	St.2	69		67	65
St.3	68	72		69	St.3	68	67		68
St.4	63	68	69		St.4	63	65	68	

A la lecture du tableau N° 22, on constate que les coefficients d'affinité se groupent à l'intérieur d'une fourchette assez étroite : 60 à 72 %. Environ 3 espèces sur 5 sont communes, au moins, à deux stations. Beaucoup d'espèces sont communes aux quatre stations.

Les coefficients de similitude concernant les Diatomées s'avèrent très élevés; ils avoisinent, le plus souvent, 80 %. Les Diatomées constituent une population homogène à travers tout l'étang, ce qui confirme, d'ailleurs, le nombre élevé d'espèces de Diatomées communes aux quatre stations : 111 espèces.

TABLEAU N° 23

Coefficients de Soerensen

établis à partir de différents groupes d'algues.

	1967				1968			
	St.1	St.2	St.3	St.4	St.1	St.2	St.3	St.4
	St.1	St.2	St.3	St.4	St.1	St.2	St.3	St.4
CHLOROCOCCALES	St.1	72	76	70	St.1	67	75	79
	St.2	72	83	82	St.2	67	70	79
	St.3	76	83	79	St.3	75	70	83
	St.4	70	82	79	St.4	79	79	83
ZYGNEMATALES	St.1	62	59	70	St.1	57	57	70
	St.2	62	67	63	St.2	57	66	59
	St.3	59	67	65	St.3	57	66	63
	St.4	70	63	65	St.4	70	59	63
DIATOMOPHYCEES	St.1	73	74	78	St.1	79	80	76
	St.2	73	77	76	St.2	79	77	76
	St.3	74	77	77	St.3	80	77	77
	St.4	78	76	77	St.4	76	76	77
EUGLENOPHYCEES	St.1	40	56	47	St.1	25	40	32
	St.2	40	55	37	St.2	25	33	26
	St.3	56	55	38	St.3	40	33	30
	St.4	47	37	38	St.4	32	26	30

Les Chlorococcales montrent également une répartition assez uniforme dans les différents biotopes étudiés; les coefficients de similitude varient entre 67 et 83 %. Les populations de Chlorococcales et de Diatomées sont très voisines d'une station à l'autre. Quant aux Zygnématales, elles manifestent une plus grande disparité. Les stations 1 et 4 présentent les plus forts coefficients de similitude : 70 %. Cela provient sans doute du développement d'une ceinture de Sphaignes proche de la station 1.

En ce qui concerne les Euglénophycées, d'une année sur l'autre, les résultats se révèlent très différents. Dans l'ensemble, les coefficients d'affinité sont inférieurs à 50 %, ce qui souligne le caractère accidentel de la présence de beaucoup d'algues de ce groupe à l'intérieur de chaque station. Ainsi, les stations 1 et 4, bien qu'abritant un nombre d'espèces sensiblement identique, n'ont qu'un faible coefficient de similitude.

Les valeurs élevées des coefficients d'affinité établis à partir de la totalité de la flore algale de chaque station, font apparaître que de nombreuses espèces sont communes aux quatre stations étudiées; de plus, ces coefficients, d'une remarquable stabilité d'une année sur l'autre, prouvent qu'un grand nombre d'espèces communes réapparaissent régulièrement dans les quatre stations. La permanence de cette population suggère qu'un seul groupement algal existe dans les différents biotopes étudiés. Par contre, les valeurs des coefficients de similitude intéressant les Zygnématales et les Euglénophycées font apparaître des différences et, la station 4, avec les 26 espèces qui lui sont propres, abrite peut-être un groupement algal particulier. C'est pourquoi, malgré les mélanges de population inévitables, il est possible d'envisager plusieurs associations phytoplanctoniques au sein de l'étang.

6 . LES ASSOCIATIONS ALGALES

Pour les plantes supérieures, si la notion d'association fait encore l'objet de sérieuses réserves de la part de nombreux botanistes anglo-saxons, elle est généralement admise en Europe continentale. Selon Guinochet (1973), "une association végétale est une combinaison d'espèces, dont certaines, dites caractéristiques, lui sont particulièrement liées, les autres étant qualifiées compagnes"; en outre, "une association végétale est caractérisée par la liste totale des espèces résultant de la réunion des relevés qui servent à la définir". En ce qui concerne les algues, il apparaît beaucoup plus difficile d'envisager des types d'associations plus ou moins stables, ne serait-ce qu'à cause de la mobilité des constituants. Le problème s'avère d'autant plus complexe que les groupements observés montrent souvent une grande diversité. Pour Margalef (1954), on doit distinguer :

a) les associations concrètes, c'est à dire des ensembles, des communautés locales, ayant une physiologie et une écologie similaires, qui peuvent coexister plus ou moins étroitement et agir les uns sur les autres au sein d'un système plus vaste, la biocénose.

b) les associations abstraites ou typiques, établies par synthèse et comparaison des relevés phytoplanctoniques, et qui sont définies par la présence fréquente de certaines espèces "indicatrices".

Dans l'esprit de l'auteur, ces définitions ne doivent pas être prises au pied de la lettre, mais elles se révèlent utiles puisqu'il faut classer les faits pour les manier. En règle générale, une association telle qu'on peut la concevoir dans un sens idéal, abstrait selon Margalef, ne se trouvera jamais présente dans son intégrité. Il est utopique d'envisager un milieu contenant toutes les algues qui, potentiellement, peuvent y vivre. Dans l'établissement de toute population algale, il faut tenir compte de la notion d'"accessibilité" (Heimans, 1954), ou "élément de chance" (Villaret, 1954 a), c'est à dire de la capacité des algues d'être transportées hors d'un milieu pour atteindre et coloniser de nouvelles stations. De plus, certaines algues ayant une vie éphémère, aucune association phytoplanctonique ne saurait demeurer stable toute l'année dans un milieu aquatique. Pour se faire une idée réelle des divers aspects que peuvent présenter les associations algales, la multiplication des relevés, tout au long de l'année, dans un milieu précis, s'avère nécessaire.

Dans toute association, il faut définir des espèces caractéristiques; on retrouve alors les problèmes posés par la recherche des espèces ou de groupes d'espèces indicatrices de la trophie des lacs ou étangs. Comme dans ce cas, on ne peut retenir comme espèces caractéristiques d'une association les espèces dominantes en raison de leur grande amplitude écologique. C'est pourquoi, certains auteurs ont caractérisé des associations sur la base d'une classe, d'une famille, d'un genre, voire d'une ou deux espèces, rarement davantage : *Diatometum* (Kurz, 1922), *Micrasterias truncata* et *Frustulia saxonica* (Denis, 1925), *Euastreto-Micrasterietum* (Allorge, 1926), *Fragilarieto-Achnanthidietum* (Messikommer 1927), associations à *Draparnaldia glomerata*, à *Microspora tumidula*, à *Diatoma vulgare* et *Melosira varians* (Symoens, 1951), à *Cylindrocystis brebissonii* et *Mesotaenium macrococcum* (Symoens, 1957).

La sociologie des algues a déjà intéressé de nombreux chercheurs : Allorge (1925, 1926), Allorge et Denis (1919, 1923), Behre (1966), Cosandey (1964), Deflandre (1925), Denis (1924, 1925), Fetzmann (1956), Kurz (1922), Laporte (1931), Margalef (1954, 1955), Messikommer (1927), Symoens (1951, 1954, 1957), Villaret (1954 a). La plupart de ces auteurs ont étudié des tourbières à Sphaignes ou étangs entourés d'une ceinture de Sphaignes. Symoens (1957) établit, pour les étangs de ce type, la zonation suivante :

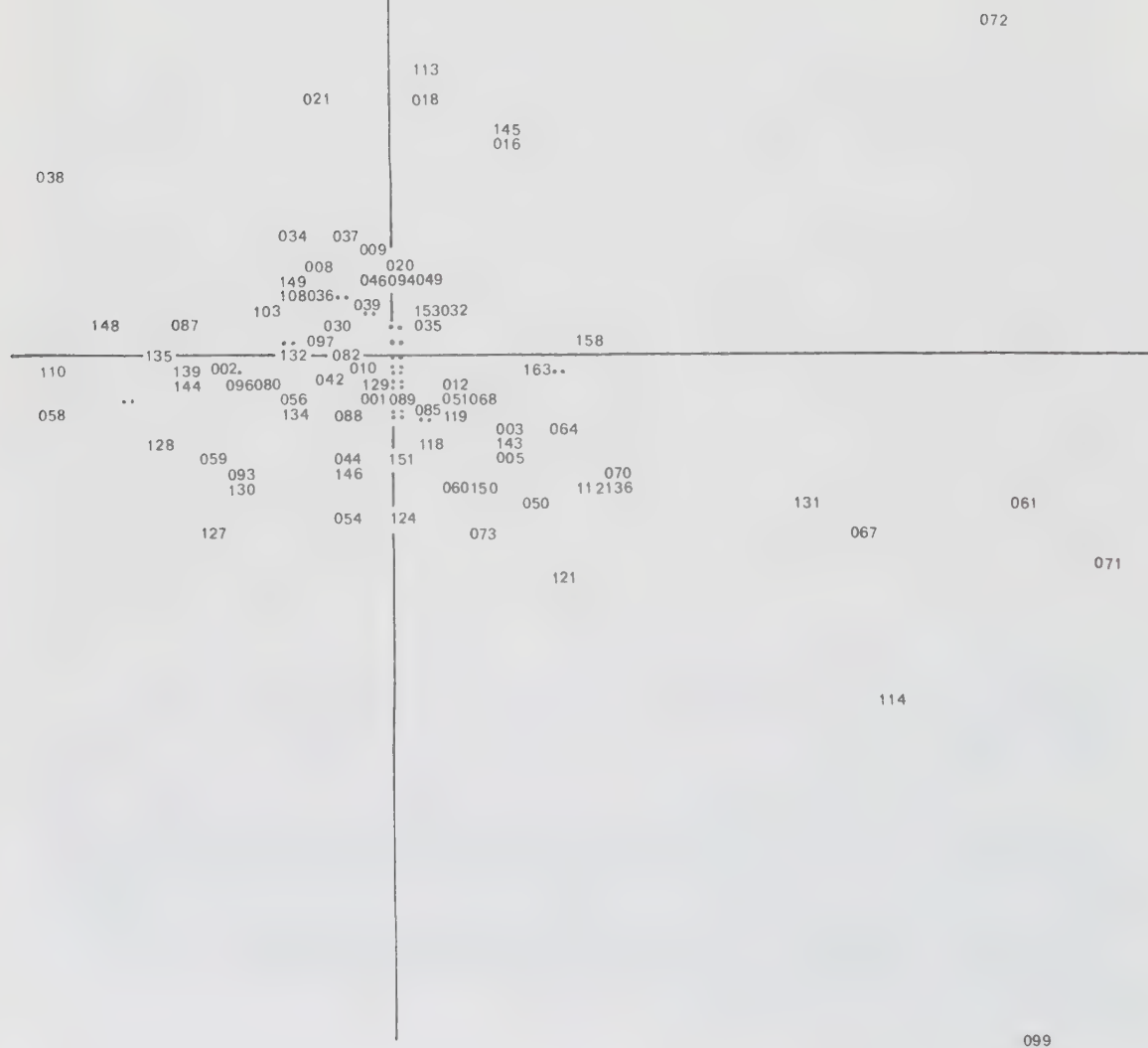
1 - Eléments planctoniques (*Dinobryon*, etc...)

- | | |
|--|-----------------|
| 2 - Association à <i>Closterium</i> communs et
Chlorophycées filamenteuses | |
| 3 - Association à <i>Micrasterias truncata</i> et
<i>Vanheurkia crassinerva</i>
(syn. : <i>Frustulia rhomboïdes</i> var. <i>saxonica</i>) | |
| 4 - Association à <i>Penium sylvae-nigrae</i> et
<i>Cosmarium obliquum</i> | Cuvettes |
| 5 - Association à <i>Cylindrocystis brebissonii</i> et
<i>Mesotaenium macrococcum</i> | Bombements
à |
| 6 - Eléments aérophiles (<i>Eunotia</i> , <i>Pinnularia</i> ,
<i>Cosmarium</i>) | Sphaignes |

Dans l'étang du Pas-du-Houx, on peut aisément reconnaître les trois premiers types d'associations. Toutefois, quelques remarques s'imposent :

Première remarque : L'association à *Micrasterias truncata* et *Frustulia rhomboïdes* var. *saxonica*, définie par Denis (1924) comme une association d'algues submergées sphagnophiles, se retrouve à la station 4. D'après mes observations, qui confirment celles de Laporte (1931), cette association ne s'enfonce pas dans la masse aquatique et ne paraît pas aller au delà de la bordure du large tapis de sphaignes qui s'étale sur la rive ouest de l'étang. Le noyau spécifique de ce groupement réunit les espèces suivantes : *Micrasterias truncata*, *Frustulia rhomboïdes* var. *saxonica*, *Eunotia microcephala*, *Closterium lunula*, *C. cornu*, *C. costatum*, *C. didymocotum*, *C. striolatum*, *Cosmarium angulosum*, *Co. gayanum* var. *eboracense*, *Co. gonioides* var. *variolatum*, *Co. margaritifera*, *Co. ovale*, *Co. pseudoconnatum*, *Co. quadratum*, *Co. sphagnicolum*, *Co. tinctum*, *Euastrum dubium*, *E. oblongum*, *E. turneri* var. *bohemicum*, *Docidium baculum*, *Cylindrocystis brebissonii*, *Netrium digitus*, *Micrasterias thomasiana*, *Pleurotaenium minutum*, *P. truncatum*, *Oedogonium itzigsohni*, *Rhipidodendron huxleyi*, *Stigonema ocellatum*, *Hapalosiphon intricatus*. A toutes ces espèces, il faut ajouter *Eunotia polydentula* var. *crenata* qui n'est jamais citée dans les listes d'algues données par les auteurs antérieurs pour cette association. Cette diatomée, localisée à la station 4 où elle se rencontre fréquemment, semble pouvoir être considérée comme une espèce caractéristique de l'association à *Micrasterias truncata* et *Frustulia rhomboïdes* var. *saxonica*, tout au moins en ce qui concerne l'étang du Pas-du-Houx.

A la station 4, on peut également définir une sous-association caractérisée par les *Trachelomonas*, les années où le fer apparaît en grande quantité dans le milieu. On peut alors considérer comme caractéristiques les espèces suivantes : *Trachelomonas bernardinensis*, *T. caudata*, *T. kelloggi*, *T. scabra*, et peut-être, *Trachelomonas hispida*. Une sous-association du même type a déjà été décrite par Laporte (1931) sous le nom de *Closteriето-euglenetum*.

Graphique No 5

Analyse factorielle des correspondances portant sur les populations algales des stations 1, 2 et 3. Les chiffres correspondent au codage de la liste des espèces.

Deuxième remarque : Le type 2 d'association (à *Closterium* communs et Chlorophycées filamenteuses) que décrit Symoens, peut s'assimiler au *Desmidiaceetum benthicum* de Laporte (1931). Cet auteur groupait sous ce nom un complexe de riches associations qui se développent parmi les ceintures de plantes vasculaires des lacs et étangs siliceux. Il ne fait pas de doute que les stations 1, 2 et 3 possèdent une population algale pouvant se ranger dans ce complexe d'associations; 60 des espèces citées par Laporte se retrouvent dans ces stations. Pour essayer de mettre en évidence un groupement algal propre à l'étang du Pas-du-Houx, l'analyse factorielle des correspondances déjà employée par Lacoste et Roux (1971) pour les associations végétales, a été utilisée; elle a permis une comparaison des populations algales des stations 1, 2 et 3, dont, toutefois, les Cyanophycées et les Diatomées ont été exclues. Seules ont été retenues les algues dont la présence s'avère constante au cours des trois années d'étude. Cette analyse a porté sur la période qui va du mois d'avril au mois d'octobre, en fonction de la présence des algues tel ou tel mois. Le graphique n° 5 donne les résultats obtenus et fait apparaître un groupement central comprenant les espèces suivantes (les espèces considérées comme caractéristiques étant soulignées) :

Tétraspores : *Gloeochaete wittrokiana*, *Sphaerello cystis ampla*.

Chlorococcales : *Ankistrodesmus bibrarianus*, *A. falcatus*, *Botryococcus braunii*, *Crucigenia apiculata*, *C. quadrata*, *C. tetrapedia*, *Dimorphococcus lunatus*, *Pediastrum tetras* var. *tetraodon*, *Scenedesmus falcatus*, *S. jovis*, *S. microspina*, *S. oahuensis* et var. *clathratum*, *S. opoliensis*, *S. serratus*, *S. tenuispina*, *Sphaerocystis schroeteri*, *Westella botryoides*.

Chaetophorales : *Aphanochaete repens*, *Chaetosphaeridium globosum*, *Conochaete klebahnii*.

Oedogoniales : *Oedogonium suecicum* (cette espèce n'a pas été introduite dans l'analyse, elle est incluse dans la liste parce que c'est la seule espèce d'Oedogoniales à donner des fructifications à peu près régulièrement).

Zygnématales : *Arthrodesmus octocornis*, *Closterium angustatum*, *C. cynthia*, *C. juncidum*, *C. setaceum*, *C. venus*, *Cosmarium blyttii* var. *novae-sylvae*, *C. formosum* var. *nathorstii*, *C. impressulum*, *C. ornatum*, *C. phaseolus* var. *elevatum*, *C. portianum*, *C. punctulatum* var. *subpunctulatum*, *C. regnesii*, *C. reniforme*, *C. subprotumidum*, *C. tetraophthalmum*, *Euastrum binale*, *E. insulare*, *E. validum*, *Gonatozygon brebissonii*, *G. monotaenium*, *Hyalotheca dissiliens*, *Pleurotaenium coronatum* var. *fluctuatum*, *P. ehrenbergii*, *P. trabecula*, *Staurastrum arachne*, *S. avicula*, *S. furcatum*, *S. laeve*, *S. paradoxum*, *S. teliferum*, *S. tetracerum*, *Staurodesmus convergens*, *S. incus*, *Xanthidium antilopaeum*.

Chrysophycées : *Dinobryon cylindricum*, *Chrysopyxis iwanoffii*, *Rhipidodendron huxleyi*.

Xanthophycées : *Centritractus belenophorus*, *Ophiocytium arbuscula*, *O. cochleare*.

Pyrrophyccées : *Peridinium inconspicuum*.

Euglénophycées : *Trachelomonas hispida*, *T. volvocina*.

Le groupement d'algues proposé n'a qu'une valeur relative; il ne constitue pas une association vraiment définie, mais forme toutefois le noyau spécifique de la population algale que l'on retrouve chaque année dans les stations 1, 2 et 3.

Troisième remarque : Le type 1 d'association proposé par Symoens groupe, dans l'étang du Pas-du-Houx, les espèces suivantes : *Dinobryon bavaricum*, *D. cylindricum*, *D. suecicum*, *Synura uvella*, *Uroglena americana*, *Staurodesmus cuspidatus* var. *divergens* et *Melosira italica*.

7 . QUELQUES REMARQUES ET INFORMATIONS SUR LA REPARTITION GEOGRAPHIQUE DES ALGUES.

Les limites d'extension géographique des algues dépendent beaucoup de la localisation des spécialistes intéressés par la question; dans ce domaine, de vastes régions restent encore totalement inexplo-
rées. Ce n'est pas le cas de la Bretagne. En effet, Denis (1922), Allor-
ge (1926), Lefèvre (1936), Villeret (1938, 1948, 1954 a et b, 1958),
Bourrelly (1948), Savouré et Villeret (1964), Savouré (1968, 1969 a,
1972), Savouré et Le Cohu (1966), Savouré, Le Cohu et Bertru (1967),
Le Cohu (1967 a et b), ont déjà prospecté les étangs et tourbières bre-
tons; la Vilaine, rivière à cours lent, dont la flore algale présente
de grandes similitudes avec celle des étangs, a également été étudiée
par Lagadec (1958-1971).

Selon Savouré (1972), ces recherches ont permis de recenser
plus de 500 espèces d'algues. Le bilan de l'étang du Pas-du-Houx dépasse
largement ce chiffre. L'équilibre du milieu biologique explique, en
grande partie, la variété de la flore algale. Aucun facteur extérieur,
par exemple la mise à sec, ne compromet, ni le réensemencement des algues
qui s'effectue à partir de collections stables, ni l'introduction d'algues
nouvelles; celles-ci s'adaptent bien au milieu et y prospèrent, ou elles
végètent, ce qui peut expliquer le nombre assez élevé d'espèces rencon-
trées une seule fois au cours des trois années d'étude. De plus, dans le
recensement de toute population algale, un certain coefficient "chance"
peut intervenir, ce coefficient diminuant, naturellement, avec la fré-
quence des prélèvements. Cette multiplicité des prélèvements joue certai-
nement un grand rôle dans les possibilités de détermination des algues
dont les fructifications sont nécessaires pour l'identification. De ce fait,
il n'est pas étonnant de trouver, parmi les Oedogoniales, 20 espèces nou-
velles pour la Bretagne, dont la répartition géographique se révèle assez

large. Par contre, malgré la fréquence des prélèvements, aucune espèce de *Mougeotia* ou de *Zygnema*, toujours rencontrées à l'état végétatif, n'a pu être identifiée.

L'étude de la répartition géographique se heurte donc à un certain nombre de difficultés; c'est pourquoi, dans ce travail, je me limiterai à une comparaison avec les listes d'algues fournies par les précédents chercheurs ayant étudié la flore algale bretonne. Parmi les espèces recensées dans l'étang du Pas-du-Houx, on peut considérer que plus d'une centaine sont nouvelles pour la Bretagne. Beaucoup d'entre elles ont souvent été signalées en France et en Europe; il serait donc inutile et fastidieux de les citer toutes. C'est pourquoi des informations seront données seulement sur quelques algues ou groupes d'algues particulièrement intéressants.

Les quatre espèces d'algues incolores à Cyanophytes endophytes connues en France se trouvent dans l'étang du Pas-du-Houx. *Paulinella chromatophora* et *Glaucocystis nostochinearum* ont déjà fait l'objet de nombreuses observations dans notre pays. *Gloeochaete wittrockiana*, plus rarement signalé, est fréquent ici, ce qui confirme son écologie. Bourrelly (1957) présente la quatrième, *Cyanoptyche gloeocystis*, comme une espèce rarissime; cet auteur a observé une forme *minor* dans la mare de la ferme nationale de Rambouillet où l'eau est acide et polluée par des matières organiques. L'espèce type est connue d'une mare tourbeuse de Bohême.

Novakova (1964) signale la présence de *Sphaerello cystis ellipsoidea* dans de nombreuses localités de Tchécoslovaquie. Cette espèce, encore rarement signalée, a été décrite par Ettl (1960); elle se développe dans les tourbières, les étangs et les fossés.

Dans les nombreuses listes floristiques consultées, *Scenedesmus microspina* apparaît rarement. Chodat (1926) le cite comme étant connu seulement de Sibérie. Hortobagyi (1960, a et b) et Uherkovich (1966) l'ont retrouvé en Hongrie, Peterfi (1964) en Roumanie, et Messikommer (1970) en Suisse. Dans l'étang du Pas-du-Houx, cette espèce a un développement sporadique.

Scenedesmus heimi a été trouvé, pour la première fois, dans une mare tourbeuse de la forêt de Rambouillet par Bourrelly (1949). Cet auteur l'a observé à nouveau dans le *Sphagnetum* flottant du lac Obersee de Lunz-am-See (Pré-Alpes autrichiennes), et la donne comme liée au milieu acide à Sphaignes. Cette espèce est relativement fréquente dans notre étang.

Stigeoclonium helveticum est connu de la Suisse et du Brésil; on peut sans doute considérer cette espèce comme ubiquiste.

Selon Krieger et Gerloff (1965), *Cosmarium fontigenum* var. *pseudofontigenum* se rencontre seulement en Pologne, en Suisse et en Alaska, ce qui montre une aire de répartition très vaste. L'espèce type elle-même est largement répandue en France; la variété a été rarement observée dans l'étang du Pas-du-Houx.

Parmi les Chrysophycées, il faut noter la présence de trois espèces assez rarement signalées : *Dinobryon suecicum*, rare ici, a été trouvé par Bourrelly (1954) dans des eaux calcaires; *Dinobryon elegantissimum*, fréquemment observé au cours de cette étude, semble préférer les eaux acides; *Mallomonas reginae* var. *glabra* n'apparaît jamais avec l'espèce type (Bourrelly, 1954), ce qui est confirmé dans ce travail. Cette variété est connue en France (mares des forêts de Senart et de Rambouillet, étang de Sologne) et aux Etats-Unis (Caroline du Sud). L'espèce type a une large répartition.

La population diatomique de l'étang du Pas-du-Houx compte de nombreuses espèces considérées comme nordiques-alpines, et même quelques espèces montagnardes. Parmi les espèces nouvelles pour la région, on peut citer : *Fragilaria constricta*, très commune dans l'étang, et *Eunotia sibirica*, moins fréquente, mais donnée comme rare par Hustedt (1959). *Fragilaria construens* var. *exigua* se trouve, d'après Hustedt, rarement citée dans les listes floristiques, seulement ça et là avec l'espèce (Angleterre, Allemagne, Suède). Wawrik (1968) la signale en République Démocratique Allemande, dans de petits étangs peu profonds, chaulés et fumés, dont les eaux ont un pH voisin de la neutralité. Ce même auteur cite également une localité où elle a été trouvée dans des sédiments provenant d'une tourbière; elle pense que la variété *exigua* témoigne d'une valence écologique élevée. Cette variété est très abondante dans l'étang du Pas-du-Houx. *Eunotia polydentula* var. *crenata*, très rarement signalée, paraît ici inféodée aux Sphaignes; en effet, elle a été observée en relative abondance, uniquement à la station 4. *Pinnularia alpina*, espèce réputée rare en plaine, a été trouvée à l'état isolé, environ une dizaine d'individus au cours des trois années d'étude. Cette algue, nouvelle pour la Bretagne, a déjà été mentionnée dans les régions voisines par de Brébisson en Normandie (dans Pelletan, 1891, p. 259) et par Germain (1936) dans deux tourbières de l'Anjou. Cette espèce est sans doute une relique. *Ceratoneis arcus* var. *amphioxys* a été rencontré à quatre reprises en des endroits différents de l'étang. La présence de cette diatomée typiquement montagnarde semble purement accidentelle et est, sans doute, due à un transport par des oiseaux migrateurs. Il faut également noter la présence de plusieurs espèces réputées saumâtres; deux d'entre elles sont très communes dans l'étang du Pas-du-Houx : *Nitzschia scalaris* et *N. obtusa*. La première a déjà été signalée en eau douce par Bioré (1931) qui la considère comme une relique marine. Cette hypothèse semble peu probable dans le cas présent. Ces deux espèces ont dû être apportées par les oiseaux (mouettes, goélands), et se sont très bien adaptées en eau douce. Manguin et Leboine (1948), observant des Diatomées marines dans un bassin du Museum à Paris, attribuent également leur présence aux oiseaux.

La Xanthophycée, *Ducellaria chodatii*, est rarement signalée. J'ai trouvé cette espèce dans un autre étang de la région de Paimpont, l'étang de l'Abbaye. Teiling (1957), dans une revue de sa répartition géographique, la donne comme connue en Suisse, Finlande, Suède, France et Etats-Unis. Il la présente comme une espèce estivale à large valence écologique. Son faible pouvoir de multiplication expliquerait son habitat dispersé et ses apparitions très irrégulières, même dans des habitats connus. Cette hypothèse semble confirmée par mes propres observations. Un seul prélèvement n'a jamais permis l'observation de plusieurs exemplaires, et cette espèce montre toujours une présence tout à fait sporadique.

L'Euglénophycée, *Phacus chloroplastes*, décrite par Prescott (1944) dans un lac du Wisconsin, a été retrouvée en Belgique par Louis et Alvoet (1969). Ces auteurs la signalent comme préférant les eaux acides et des températures variant entre 3 et 13°C. Dans l'étang du Pas-du-Houx, cette espèce, rarement observée et uniquement à la station 4, apparaît également dans des eaux très acides (pH 5,4 à 5,8) et seulement en hiver à des températures de l'ordre de 5-6°.

8 . LA PERIODICITE DES ALGUES ET LES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES.

L'étude des conditions physico-chimiques a montré que, seuls quelques facteurs variant dans des proportions assez considérables, peuvent éventuellement influencer le développement des algues. Ce sont : la température, les phosphates, la silice pour l'ensemble des stations, le fer, le manganèse et les matières organiques pour la station 4. L'influence du rapport

$$\frac{\text{Na} + \text{K}}{\text{Ca} + \text{Mg}} = \frac{\text{M}}{\text{D}}$$

sera également discutée.

Il est évident que la TEMPERATURE et la durée d'illumination jouent un rôle déterminant dans le développement et la périodicité des algues dans l'étang du Pas-du-Houx. On retrouve la succession classique observée dans la plupart des étangs oligotrophes des régions tempérées : Diatomées, Chrysophycées et Ulothricales à la fin de l'hiver et au printemps, Chlorococcales, Desmidiacées et Cyanophycées durant la période estivale, et surtout des Cyanophycées à la fin de l'été; puis à nouveau, Diatomées et Chrysophycées, et parfois Ulothricales, dans la période précédant l'hiver. Naturellement, ce schéma général n'est pas sans exceptions. Ainsi les changements de température n'affectent pas le développement de certaines *Oscillatoria*, notamment *O. tenuis*, ce que confirme, d'ailleurs, les données antérieures (Lund, 1965). La Chlorococcale *Scenedesmus arcuatus* var. *capitatus* ne se rencontre qu'en janvier et février. Il est pourtant difficile de la classer comme une espèce

typiquement hivernale, certaines espèces pouvant se développer à des températures très différentes suivant les régions. Ainsi, Bozniak et Kennedy (1968) signalent, au Canada, une croissance importante de *Crucigenia tetrapedia* à 0,5° C; dans l'étang du Pas-du-Houx, cette algue se multiplie entre 20 et 25°. Certaines Desmidiacées, en particulier les *Closterium* (*C. lunula*, *C. costatum*, *C. turgidum* var. *giganteum*) se multiplient aussi en hiver, notamment à la station 4. Villeret (1954 a) avait également observé des périodes de division très active d'espèces de ce genre à différentes époques de l'année.

Les PHOSPHATES constituent, pour les algues, la principale source de phosphore dans les étangs et les lacs. On les considère, souvent, comme un des facteurs déterminants de la production primaire et, en même temps, comme une des causes de l'eutrophisation. Cependant, dans les lacs et les étangs oligotrophes, le fait le plus connu demeure la relation observée par Rodhe (1948) entre l'apparition des Chrysophycées (*Dinobryon divergens* et *Uroglena americana*) et la diminution des phosphates au printemps. Ce même auteur, au cours d'expériences en laboratoire, met en évidence qu'une addition de 5 à 10 µg/l de phosphates (P-P04⁻⁻⁻) inhibe la croissance des deux algues citées. Bamforth (1958) constate une soudaine diminution du nombre de *Dinobryon sertularia* coïncidant avec une augmentation de la concentration en phosphates de 2 à 6 µg/l. De même, Pourriot et Al. (1969) notent que *Dinobryon cylindricum* se développe quand la teneur en phosphates diminue. Par contre, Brook et Holden (1957), Farrugia et Lefèvre (1958), Farrugia (1960) observent que des populations de *Dinobryon cylindricum* et *D. divergens* peuvent atteindre une densité considérable en présence de concentrations en phosphates élevées (200 à 300 µg/l de P-P04⁻⁻⁻).

Dans l'étang du Pas-du-Houx, il est difficile, en l'absence de comptages dans les quatre stations étudiées, de mettre en évidence une relation directe entre les concentrations en phosphates et la flore algale. Cependant, il semble que le nombre des espèces rencontrées à une époque donnée ne soit pas directement affecté par les teneurs en phosphates. On n'observe, ni une augmentation, ni une diminution du nombre des espèces en fonction de la quantité de phosphates trouvée dans l'eau. Les Chrysophycées présentent, le plus souvent, la succession suivante : *Uroglena americana* et *Synura uvella* à la fin de l'hiver, *Dinobryon cylindricum* au milieu et à la fin du printemps, *Dinobryon bavaricum* et parfois *D. elegantissimum* en été, puis, à nouveau, *D. cylindricum* en quelques occasions. Le développement de *Uroglena americana* coïncide avec de faibles concentrations en phosphates, mais celles-ci dépassent, le plus souvent, celles données par Rodhe (1948) comme inhibant sa croissance. De même, en ce qui concerne les *Dinobryon*, la teneur en phosphates reste nettement plus élevée que celle reconnue favorable en culture pour *D. divergens*. Il ne semble donc pas que ce facteur règle l'apparition de *Uroglena americana* ou des différentes espèces de *Dinobryon* dans l'étang. Kozarov (dans Stankovic, 1960, et 1972), observant une succession d'espèces de *Dinobryon* un peu analogue à celle existant dans l'étang du Pas-du-Houx, pense que cette périodicité peut s'expliquer

par un effet de la compétition entre les différentes espèces, interférant avec des facteurs tels la température et la lumière. Pourriot et Al. (1969) suggèrent que, dans les étangs humiques, notamment les étangs de forêt, un facteur de substitution peut jouer, contrebalançant l'action supposée défavorable des phosphates. On peut également supposer que la même espèce possède plusieurs races physiologiques ayant des besoins nutritifs différents, comme semblent le montrer les observations faites par les auteurs cités précédemment. Dans le cadre de cette étude, il est impossible de se prononcer entre les diverses explications proposées ci-dessus.

En ce qui concerne la SILICE, il ne fait aucun doute que le principal mécanisme pouvant expliquer sa diminution dans les eaux des lacs et des étangs est son utilisation par les Diatomées, bien que quelques autres groupes d'organismes, quantitativement peu importants, requièrent également cet élément. Lund (1950) a mis en évidence que la teneur en silice baisse dès que *Asterionella formosa* atteint une population de 1000 cellules par litre. Selon Jorgensen (1957) et Lund (1964), la concentration en silice la plus basse permettant la multiplication des Diatomées avoisine 0,03-0,04 mg/l. Dans l'étang du Pas-du-Houx, la baisse de la teneur en silice coïncide avec le développement printanier des Diatomées, en particulier de *Tabellaria flocculosa*. Cependant, les quantités de silice ne descendent jamais au minimum cité précédemment; par suite, la concentration dans l'eau est toujours suffisante pour permettre la multiplication de nombreuses petites espèces d' *Achnanthes*, *Eunotia*, *Fragilaria* et *Nitzschia* qui connaissent, pendant l'été, un développement très important.

Pearsall (1922, 1932) attribue une influence décisive au rapport

$$\frac{\text{Na} + \text{K}}{\text{Ca} + \text{Mg}} = \frac{\text{M}}{\text{D}}$$

quant à la composition de la flore algale au sein des masses d'eau. Un rapport M/D supérieur à 1 favorise les populations de Chlorophycées, en particulier de Desmidiées; par contre, les Diatomées et les Cyanophycées prospèrent dans les eaux où ce rapport est inférieur à l'unité. Zafar (1964) revoit les valeurs de ce rapport et classe les populations algales en 4 catégories :

- de 0,027 à 1,2, les Diatomées constituent la classe dominante du phytoplancton;
- de 1,2 à 2, les algues vertes et les Diatomées peuvent apporter une contribution égale dans la composition de la flore algale;
- de 2 à 3,7, il y a très peu de chances pour que les Diatomées deviennent dominantes et les Desmidiées sont très abondantes;
- de 3 à 5,5, le pourcentage des algues vertes n'augmente plus.

Talling J.F. et Talling I.B. (1965) remarquent qu'un rapport M/D élevé peut être associé à une flore riche en Diatomées. Dans l'étang du Pas-du-

Houx, les valeurs de ce rapport se situent entre 2,5 et 3. La flore algale est dominée par les Diatomées, puis par les Desmidiées, ce qui confirme les observations des trois derniers auteurs cités. Au sein du rapport $\text{Na} + \text{K} / \text{Ca} + \text{Mg}$, le calcium joue certainement un rôle important en ce qui concerne les Desmidiées. Il est d'ailleurs bien connu que ces algues préfèrent les milieux oligocalciques. L'influence du calcium sera discutée plus en détail dans la troisième partie de ce travail. La présence, dans l'étang du Pas-du-Houx, d'un certain nombre de Desmidiées au caractère calciphobe a déjà été signalée.

Il arrive fréquemment que les étangs oligocalciques faiblement minéralisés, sensiblement identiques au point de vue de la composition minérale, montrent des différences dans le peuplement algal, notamment en ce qui concerne les Desmidiées. La diversification des espèces dépend sans doute alors d'autres facteurs tels que les matières organiques. Parmi celles-ci, les matières dites humiques, malheureusement encore mal définies, jouent certainement un rôle important. Le mécanisme de leur utilisation par les algues dans leur milieu est encore inconnu. La nature de ces substances humiques dépend de l'environnement immédiat du biotope; ainsi, la présence de sphaignes en grande quantité autour de l'étang entraîne le développement de nombreuses Desmidiacées dites sphagnophiles.

En 1967, de hautes teneurs en fer, manganèse et matières organiques caractérisent la station 4. Elles coïncident avec une riche population d'Euglénophycées, notamment de *Trachelomonas*. Ceux-ci sont très abondants et représentés par une grande variété d'espèces (17). Parmi les plus fréquentes, on peut citer : *Trachelomonas hispida* et var. *coronata*, *T. granulosa*, *T. lacustris*, *T. rugulosa*, et, à un degré moindre, *T. kellogii* et *T. bernardinensis*. L'année suivante (1968), on retrouve, à la station 4, de fortes teneurs en manganèse et en matières organiques, mais les concentrations en fer restent faibles. La moitié des *Trachelomonas* rencontrés l'année précédente disparaissent et ceux qui subsistent ne montrent qu'un développement sporadique. Il semble que la présence de *Trachelomonas* en grande quantité soit associée à de fortes concentrations en fer. L'influence de ce facteur sur les populations d'Euglénophycées sera discutée plus en détail dans la deuxième partie de ce travail.

9 . CONCLUSION

Dans cette étude de la flore algale de l'étang du Pas-du-Houx, seuls ont été abordés quelques problèmes intéressant la vie des algues dans les étangs. On a montré une nouvelle fois que les rapports entre les variations des facteurs physico-chimiques et les populations algales sont souvent difficiles à mettre en évidence. L'observation pure et simple n'est pas suffisante pour assurer que certaines espèces ou l'ensemble des algues répondent aux fluctuations, même importantes, de tel ou tel facteur, ne serait-ce qu'à cause de la dispersion des substances nutritives et des organismes dans toute la masse d'eau. L'utilisation de dispositifs expérimentaux permettant *in situ* de faire varier un élément nutritif défini, tout en évitant la dispersion des organismes, offre peut-être la possibilité d'apporter quelques éléments de réponses aux problèmes que pose encore l'écologie de nombreuses espèces d'algues d'eau douce.

DEUXIEME PARTIE

ESSAI D'ECOLOGIE EXPERIMENTALE
A L'AIDE DE PETITES ENCEINTES.

INTRODUCTION

De 1966 à 1968, un premier essai d'écologie expérimentale est mené parallèlement à l'étude du milieu. A cet effet, des cylindres en plexiglas transparent "Altuglass", ouverts aux deux extrémités, de 0,30 m de diamètre et 1,10 m de haut, sont placés verticalement dans l'eau de l'étang. Leur base s'enfonce légèrement dans la vase tandis que leur extrémité supérieure émerge d'environ 20 cm. Ainsi se trouvent isolés des volumes d'eau de 60 à 80 litres, demeurant en contact avec la vase du fond et l'atmosphère. Des mesures de transmission lumineuse ont montré que l' "Altuglass" laisse passer 90 % des radiations; de plus, cette qualité de plexiglas est parfaitement neutre et ne modifie en rien le milieu naturel.

La plupart des expérimentations réalisées *in situ* sur les populations algales ont pour but de découvrir quels éléments nutritifs limitent la croissance de certains ou de tous les organismes présents. Cependant, les essais de fertilisation des étangs se heurtent à une difficulté majeure : la dispersion des substances nutritives et des organismes. Le type d'enceinte utilisé dans cette expérience permet de pallier cette difficulté tout en préservant, au maximum, les conditions naturelles.

Actuellement, dans de nombreux pays, on constate un phénomène d'eutrophisation accélérée des lacs et des étangs, coïncidant, le plus souvent, avec un enrichissement des eaux en nitrates et en phosphates (Ohle, 1963; Thomas, 1965, 1967; Gachter, 1967). Dans les régions agricoles, ce phénomène est à relier au lessivage des sols soumis aux engrais artificiels et dont l'azote, le phosphore et le potassium constituent fréquemment les trois éléments essentiels. Dans les collections d'eau, le potassium joue un rôle relativement peu important (Lund, 1965; Stangenberg-Oporowska, 1967); c'est pourquoi, dans le but d'étudier l'influence de l'azote nitrique sur les populations algales, j'ai choisi le nitrate de potassium comme fertilisant.

Les cylindres, installés en février 1966, ont été placés par deux près des stations 1 (1E et 1T) et 2 (2E et 2T). Chacun des cylindres E reçut, d'abord tous les mois (1966), puis deux fois par mois (1967 et 1968), un apport de 2 mg d'azote par litre d'eau sous forme de nitrate de potassium; les cylindres T, servant de témoins, n'ont reçu aucune addition. Les mesures et analyses physico-chimiques ont été effectuées tous les mois durant ces trois années, conjointement à l'examen des prélèvements d'algues, étudiées ici d'un point de vue purement qualitatif.

I . ANALYSE PHYSICO - CHIMIQUE

1 . LA PROFONDEUR

Dans les cylindres, les variations de la profondeur suivent généralement celles enregistrées dans l'étang. Toutefois, en hiver, la colonne d'eau isolée dans les cylindres dépasse parfois, légèrement, le niveau de l'étang. Il faut également signaler qu'en février et mars 1968, le cylindre 2E s'étant enfoncé plus profondément dans le sol, il fut plus ou moins submergé par les eaux de l'étang.

2 . LA TEMPERATURE

L'évolution de la température en 1E, 1T, 2E et 2T suit parfaitement celle observée dans l'étang. Le plus grand écart enregistré ne dépasse pas 1°.

3 . L' OXYGENE

Dans le cylindre expérimental 1E, pendant les trois années d'étude, l'eau de surface est presque constamment saturée en oxygène. Les maximums se rencontrent en été : 162 %, soit 14,2 mg/l en août 1966, 257 %, soit 21,6 mg/l en juin 1967 et 190 %, soit 16,3 mg/l en juin 1968. Ces fortes teneurs en oxygène sont dues à l'activité photosynthétique des algues, en particulier des algues filamenteuses concentrées en grande quantité dans un espace restreint. Dans le cylindre 1T (témoin), les valeurs minimales descendent beaucoup plus bas qu'en 1E. Les faibles concentrations en oxygène sont parfois limitées à un seul mois : c'est le cas en octobre 1966 (58 %, 5,6 mg/l) et en janvier 1967 (37 %, 4,3 mg/l); elles peuvent aussi se prolonger beaucoup plus longtemps : c'est le cas pendant la seconde moitié de l'année 1967. Pendant cette période, le pourcentage de saturation ne dépasse jamais 60 % ; le minimum s'abaisse jusqu'à 28 % (2,4 mg/l) en août. En 1968, les basses concentrations en oxygène se manifestent à nouveau pendant l'été; toutefois, le déficit en oxygène est moins accentué que l'année précédente. Cette diminution importante de l'oxygénation en surface, constatée en 1967 et 1968, est peut-être liée à la présence d'une fleur d'eau à Euglénophycées formant, à la surface, une véritable croûte. En effet, on peut penser que cette dernière s'oppose à la diffusion de l'oxygène atmosphérique vers l'eau; par contre, l'oxygène produit par la photosynthèse est directement libéré dans l'atmosphère.

TABLEAU N° 24 - PROFONDEUR (en cm)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966						68	60	61	45	94	82	75
	1967	37	78	72	81	80	73	61	55	57	60	71	77
	1968	82	88	87			67	65	63,5	64,5	78	74	77
1T	1966						67	60	54	50	85	82	74
	1967	37	76	69,5	85	81	77	59	52,5	53	58	74	76
	1968	77	86	81			62	64	66	65	76	72	75
2E	1966						78	67	62	45	95	84,5	72
	1967	37	76,5	71	85	86	71	63	55	58	68	76	81
	1968	82	Im	Im			72	67	69	74	81	84	86
2T	1966						78	67	71	56	105	94	88
	1967	40	83,5	83	92	96	79	69	53	66	80	80	86
	1968	88	97	93			80	75	74	75,5	78	68	70

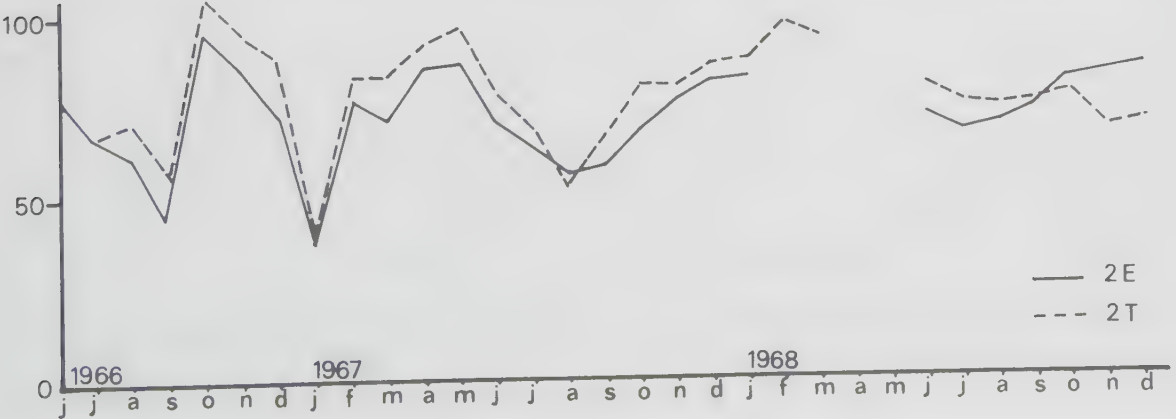
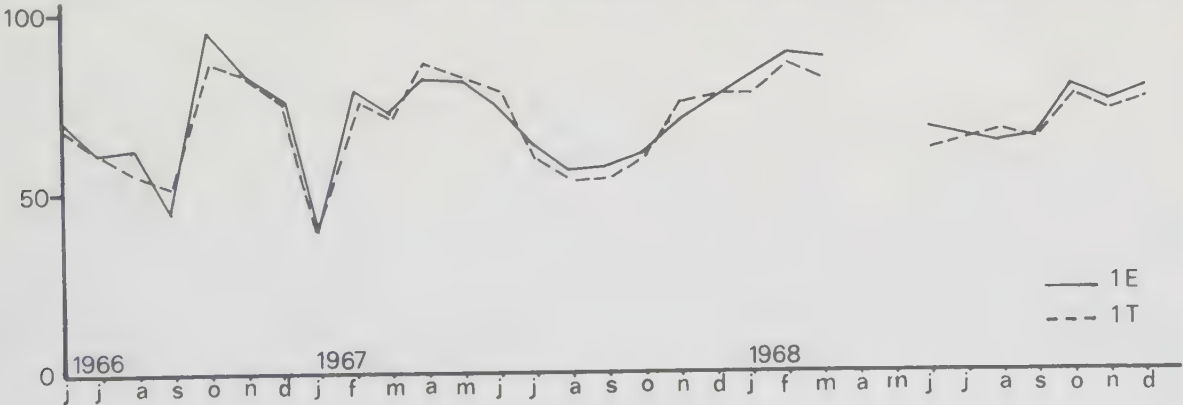


TABLEAU N° 25 - TEMPERATURE (en degrés Centigrades)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		9	13	13,5	18	22	21	19	19	10	8	9,5
	1967	7,5	7,5	11	13,5	19	23	28	24,5	23	14,5	6	9
	1968	8	2,5	12			22	24	20	18	15,5	6	2
1T	1966		9	14	14	18	22	21	19	19	9,5	8	9,5
	1967	7,5	7,5	11	13,5	19	22	27	24,5	22	14,5	6	9
	1968	7,5	2,5	12			22	24	19	17	15,5	6	2
2E	1966		9	10,5	14	16,5	22	20	18,5	18,5	9	8	9
	1967	7	7,5	8	13,5	15	21	24	23,5	21	14	6,5	8
	1968	7					21	24,5	19,5	18	14,5	7	2
2T	1966		9	11	15	16,5	22	20	18	18	9	8	9
	1967	7	7,5	8,5	13	15	20,5	23	24	21	14	6,5	7,5
	1968	7	1,5	13			21	24	19,5	18	14,5	6,5	2

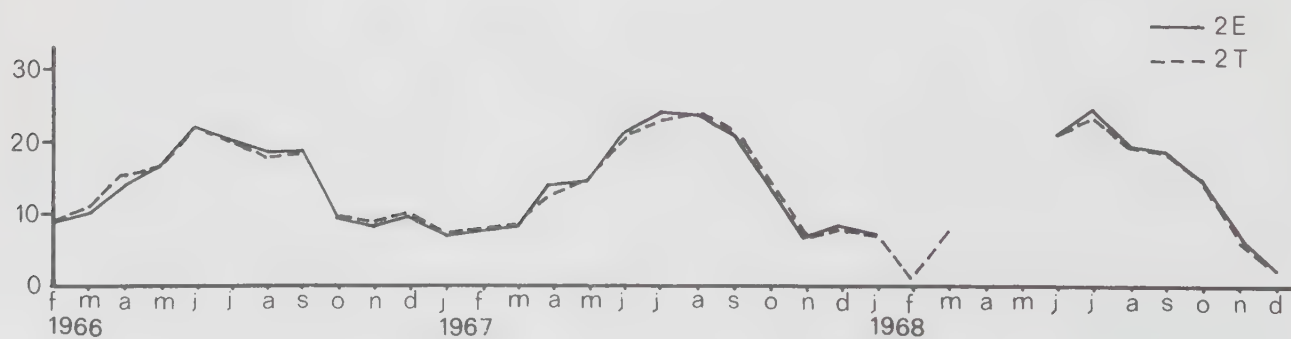
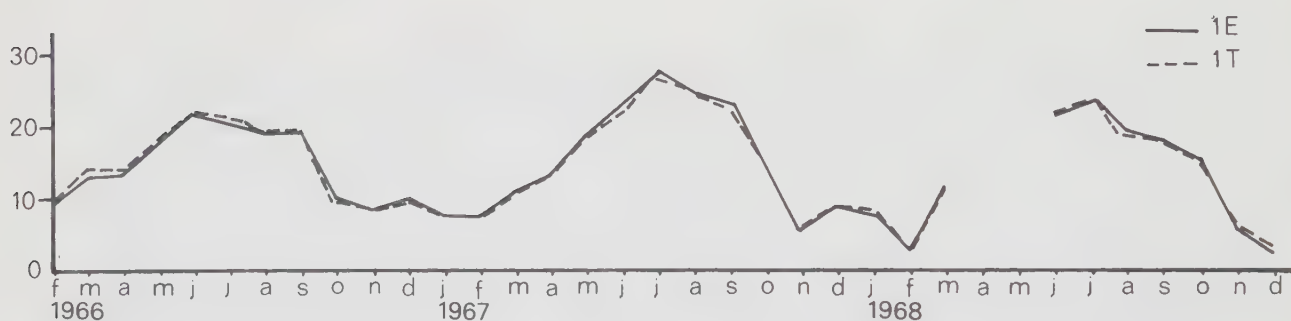


TABLEAU N° 26 - OXYGENE (en mg/l O2)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966			12,0	10,4	12,5	11,0	7,2	14,7	15,5	9,6	11,9	14,2
	1967	10,7	20,1	17,0	16,8	19,7	21,6	14,8	12,8	19,7	9,8	12,8	13,9
	1968	15,5	13,3	15,8			16,3	13,9	14,8	16,2	11,3	8,5	
1T	1966			11,6	9,8	10,4	11,2	9,9	11,0	8,5	5,6	11,2	12,8
	1967	4,3	8,9	17,6	10,6	12,6	7,8	11,0	4,9	2,4	5,1	7,3	3,0
	1968	9,3	14,6	12,3			10,5	6,9	4,5	6,4	8,5	9,0	
2E	1966			11,2	9,2	8,9	9,4	10,4	9,1	13,0	11,4	11,2	10,1
	1967	9,1	11,6	10,8	10,8	14,0	13,7	12,6	13,1	12,0	12,5	12,0	10,4
	1968	12,3					6,2	16,5	20,9	5,3	17,1	14,4	
2T	1966			12,4	9,6	9,3	10,4	10,2	10,7	13,3	10,7	11,0	10,8
	1967	9,4	11,2	11,0	12,1	14,4	12,8	11,3	11,5	11,4	9,1	10,1	10,7
	1968	12,1	19,0	11,4			10,1	10,2	11,5	10,4	9,6	14,7	

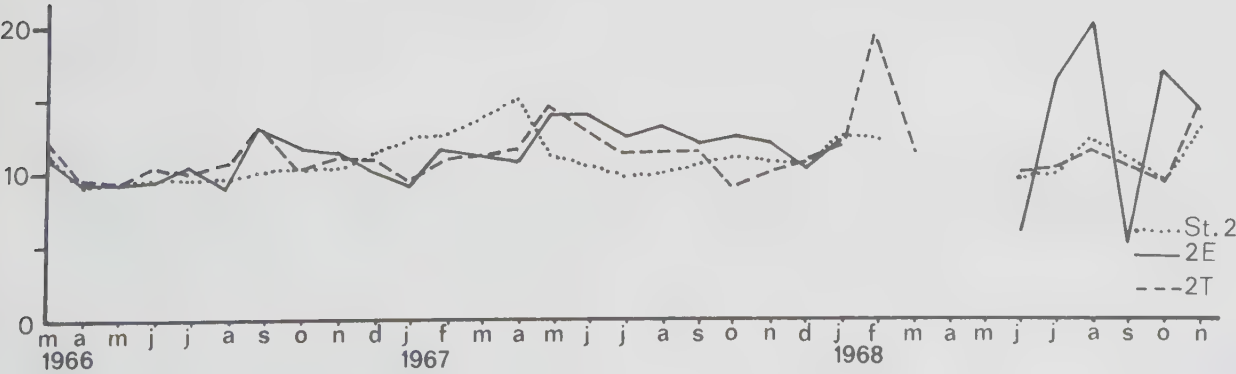
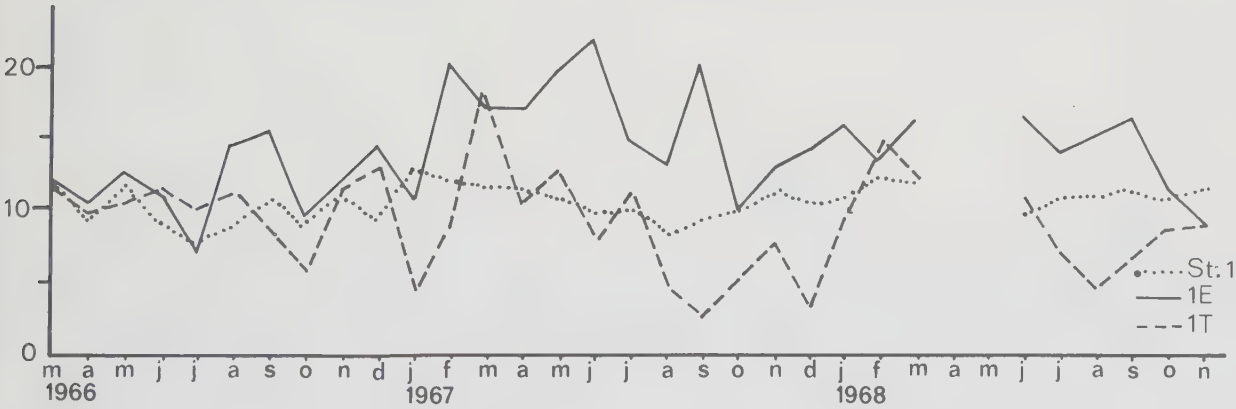
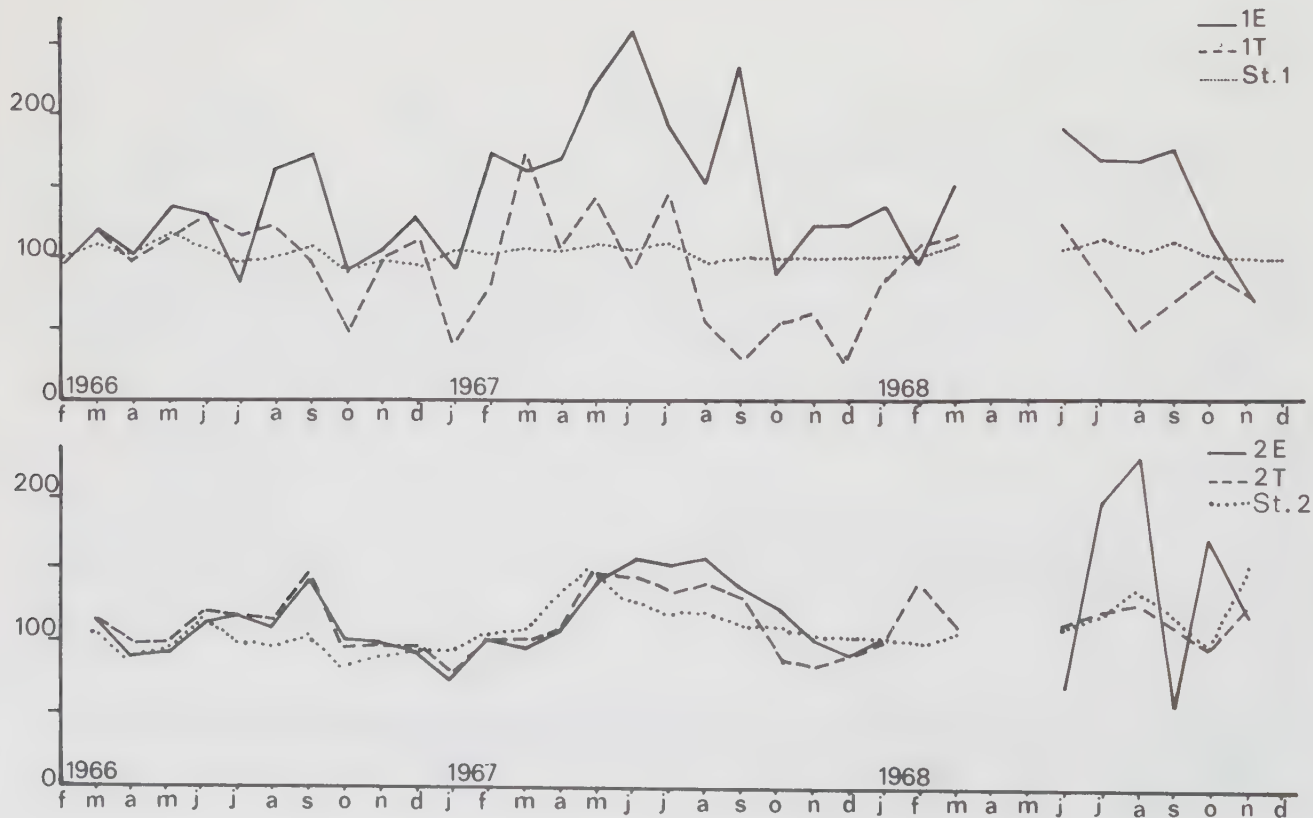


TABLEAU N° 27 - OXYGENE (en % de saturation)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		94	120	102	135	129	82	162	171	88	104	127
	1967	92	173	159	166	218	257	192	152	234	99	124	124
	1968	135	98	151			190	169	167	176	116	71	
1T	1966			116	98	112	130	115	122	94	50	98	114
	1967	37	77	165	105	139	92	141	58	28	51	60	27
	1968	80	107	117			123	83	50	68	87	76	
2E	1966			113	92	93	110	117	112	141	101	98	90
	1967	78	100	94	106	143	157	153	155	137	124	101	90
	1968	105					72	200	234	57	173	121	
2T	1966			116	98	98	121	115	116	144	96	96	96
	1967	80	97	100	118	147	146	134	139	130	91	85	92
	1968	103	140	111			116	123	129	113	97	124	



Dans les cylindres 2E et 2T, les eaux de surface sont, en général, bien oxygénées. Comme en 1E et pour la même raison, les plus forts pourcentages de saturation apparaissent pendant la belle saison. Il faut, toutefois, signaler deux exceptions en 2E, en juin et septembre 1968 : 72 %, soit 6,2 mg/l et 57 %, soit 5,2 mg/l.

Discussion

Les dosages de l'oxygène en profondeur n'ont pas été effectués régulièrement. Ils ont, toutefois, permis de mettre en évidence une stratification de l'oxygène à l'intérieur des cylindres. Les concentrations au niveau de la vase se révèlent parfois très faibles, c'est à dire inférieures à 1 mg/l. Cette désoxygénation très rapide survient dans les couches d'eau recouvrant immédiatement la vase. Une chute brutale de la teneur en oxygène, de l'ordre de plusieurs mg/l, se produit alors. C'est le cas, par exemple, en novembre 1968, dans les cylindres 1E et 1T : à 10 cm environ au-dessus de la vase, la concentration en oxygène s'élevait à 6 mg/l; au niveau de la vase, elle tombait à 1 mg/l. Comme nous l'avons vu précédemment dans le cas des cylindres 1T et 2E, ce déficit en oxygène dans les couches d'eau les plus profondes pouvait se répercuter, parfois, sur l'oxygénation en surface (par exemple, en octobre 1966 et janvier 1967 pour le cylindre 1T, époque où la fleur d'eau n'existait pas). Le déficit important en oxygène qui peut se produire au niveau de la vase provoque la formation d'une microzone anaérobie, responsable, comme nous le verrons ultérieurement, de modifications importantes dans la composition chimique de l'eau.

4 . LE pH ET L' ALCALINITE

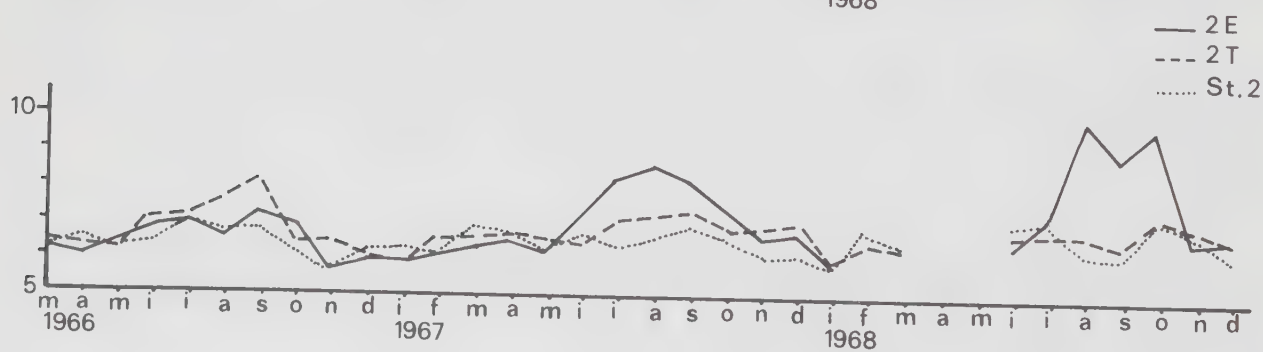
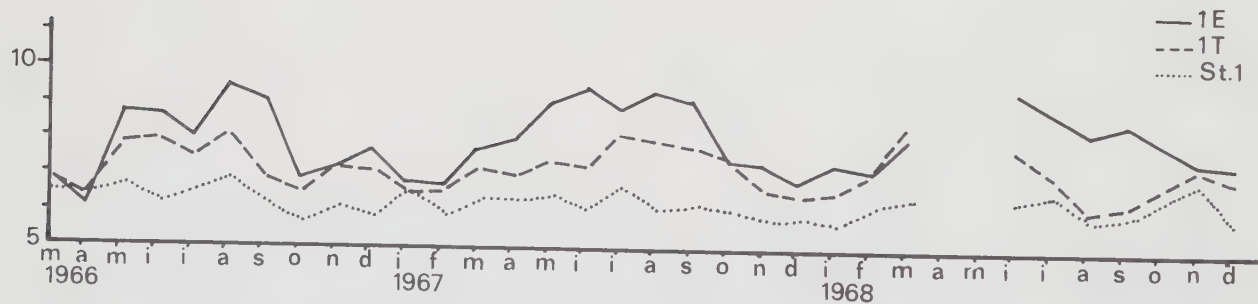
4.1. Le pH

Dans le cylindre 1E, dès le mois de juin 1966, les valeurs du pH dépassent 8 et sont nettement supérieures à celles de la station 1. Le maximum atteint 9,5 en août. En 1967, pratiquement de mai à septembre, les valeurs du pH excèdent 9, avec un maximum de 9,5 au mois de juin. En 1968, de juin à septembre, les valeurs du pH sont supérieures à 8 et le maximum se situe à nouveau en juin (9,5). Les minimums se placent, en général, au début et à la fin de l'année; à partir du mois de juin, les plus basses valeurs descendent rarement au-dessous de 7.

Dans le cylindre témoin 1T, on observe la même évolution qu'en 1E, mais les valeurs maximales y sont moins élevées (8,2 en 1966 et 1967, 8,5 en 1968); les minimums descendent également plus bas et atteignent des valeurs nettement acides, de l'ordre de 6,3.

TABLEAU N° 28 - pH

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966			6,8	6,1	8,7	8,6	8,0	9,5	9,1	6,9	7,2	7,7
	1967	6,8	6,7	7,7	8,0	9,1	9,5	8,9	9,4	9,1	7,4	7,3	6,9
	1968	7,4	7,2	8,1			9,5	8,9	8,3	8,7	8,1	7,6	7,5
1T	1966			6,8	6,3	7,9	7,9	7,5	8,2	7,0	6,5	7,2	7,1
	1967	6,5	6,5	7,2	7,0	7,4	7,3	8,2	8,0	7,8	7,5	6,7	6,5
	1968	6,6	7,2	8,5			7,8	7,1	6,1	6,3	6,8	7,4	7,1
2E	1966			6,2	6,0	6,3	6,8	6,9	6,5	7,1	6,7	5,6	5,9
	1967	5,8	6,0	6,2	6,3	6,0	7,1	8,1	8,5	8,1	7,3	6,4	6,6
	1968	5,7					6,3	7,0	9,7	8,7	9,4	6,4	6,5
2T	1966			6,4	6,2	6,2	7,0	7,2	7,5	8,1	6,4	6,4	6,0
	1967	5,8	6,4	6,5	6,6	6,5	6,3	7,0	7,1	7,2	6,7	6,7	6,9
	1968	5,9	6,4	6,3			6,6	6,7	6,6	6,4	7,1	6,9	6,6



Dans le cylindre 2E, pendant toute l'année 1966, les valeurs du pH restent inférieures à 7 et diffèrent peu de celles de la station 2. En 1967, de juin à octobre, le pH dépasse régulièrement la neutralité avec, pendant les mois d'été, des valeurs supérieures à 8. En 1968, pendant la période estivale, de très hautes valeurs du pH sont enregistrées : du mois d'août au mois d'octobre, le pH dépasse 9. Pendant les trois années, le minimum est assez bas, de l'ordre de 5,8-6.

En 2T, cylindre témoin, les valeurs du pH avoisinent ou dépassent 7 pendant les étés 1966 et 1967. Le maximum se situe en septembre (8,1 en 1966, 7,2 en 1967). Les minimums s'établissent en hiver (6 en décembre 1966, 5,8 en janvier 1967). En 1968, par suite d'une fissure survenue dans ce cylindre au cours du mois de juin, les valeurs du pH ont une évolution parallèle à celle de la station 2.

4.2. L'Alcalinité

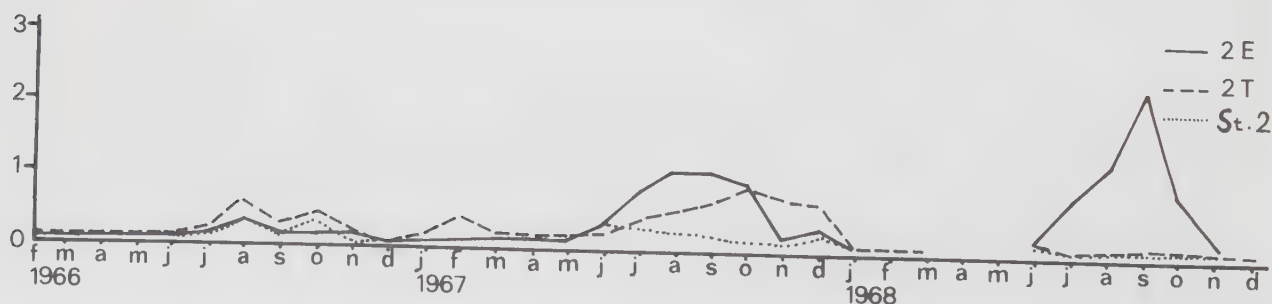
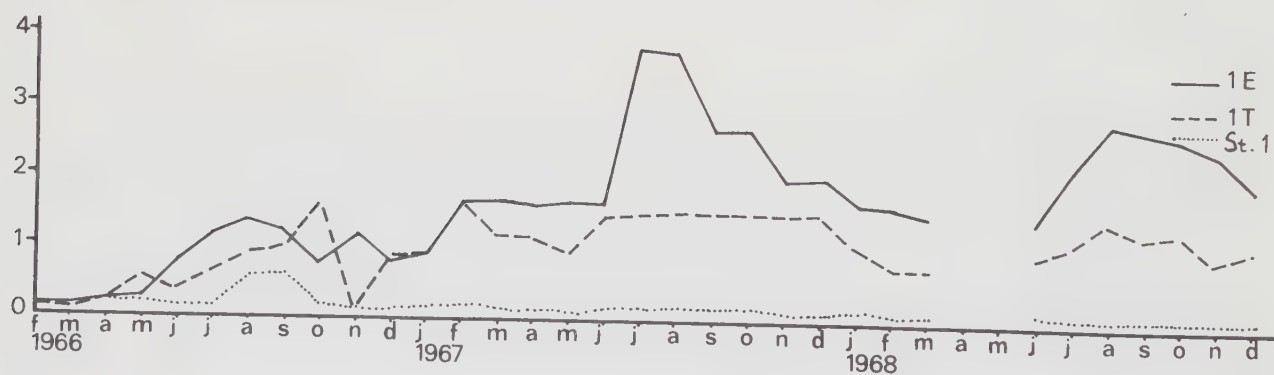
Dans les quatre cylindres, l'alcalinité totale a le même cycle annuel que dans les stations naturelles, mais avec des variations beaucoup plus amples. Les maximums s'établissent en été, les minimums en hiver. Dans les cylindres 1E et 1T, dès le mois de juin 1966, on note une augmentation importante de l'alcalinité totale dont les valeurs resteront, pendant toute la suite de l'expérience, à un niveau nettement supérieur à celui observé à la station 1, en eau libre. Les maximums atteignent 1,32 meq/l en août dans le cylindre 1E, 1,55 meq/l en octobre, dans le cylindre 1T.

Pendant l'automne 1966 et l'hiver suivant, les valeurs de l'alcalinité totale demeurent, dans l'ensemble, très voisines dans les deux cylindres. Mais, à partir du mois d'avril 1967, et ce, jusqu'à l'arrêt des dosages, le cylindre expérimental se différencie nettement du cylindre témoin. Dans le premier, les valeurs maximales s'élèvent jusqu'à 3,8 meq/l en 1967, 2,78 meq/l en 1968; dans le second, elles ne dépassent pas 1,48 meq/l et 1,43 meq/l, ce qui correspond aux minimums enregistrés dans le cylindre 1E. De plus, dans le cylindre expérimental, l'alcalinité à la phénolphtaléine, mesurable pendant les étés 1967 et 1968, indique la présence de carbonates dans l'eau.

En 1966, dans les cylindres 2E et 2T, l'alcalinité totale présente un profil sensiblement identique à celui observé dans l'étang; les différentes valeurs recueillies demeurent très voisines. En 1967, une différenciation marquée entre les cylindres et la station 2 apparaît seulement à partir du mois de juillet. En effet, dans l'étang, l'alcalinité totale atteint son maximum (0,41 meq/l) au mois de juin, et ensuite, décline régulièrement. Par contre, elle continue à s'élever dans les deux cylindres. En 2E, les plus hautes valeurs s'établissent

TABLEAU N° 29 - ALCALINITE (en HCO_3^- meq/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		0,13	0,12	0,19	0,26	0,75	1,15	1,32	1,21	0,76	1,12	0,75
	1967	0,90	1,60	1,60	1,54	1,59	1,62	3,80	3,70	2,65	2,66	1,95	1,97
	1968	1,62	1,52	1,43			1,43	2,19	2,78	2,68	2,60	2,37	1,89
1T	1966		0,12	0,08	0,16	0,50	0,30	0,60	0,85	0,95	1,55	0,08	0,84
	1967	0,89	1,60	1,16	1,11	0,91	1,37	1,45	1,47	1,47	1,48	1,47	1,47
	1968	1,00	0,76	0,73			0,93	1,11	1,43	1,22	1,27	0,92	1,02
2E	1966		0,06	0,07	0,06	0,08	0,08	0,15	0,34	0,18	0,10	1,14	0,05
	1967	0,07	0,08	0,10	0,09	0,08	0,33	0,80	1,09	1,07	0,97	0,19	0,32
	1968	0,07					0,22	0,80	1,24	2,28	0,87	0,14	
2T	1966		0,05	0,07	0,05	0,07	0,09	0,20	0,56	0,31	0,42	0,21	0,05
	1967	0,12	0,43	0,19	0,15	0,14	0,24	0,40	0,52	0,66	0,86	0,73	0,66
	1968	0,07	0,09	0,08			0,21	0,09	0,07	0,08	0,06	0,08	0,05

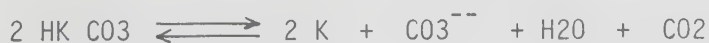


à la fin de l'été (1,09 meq/l), une chute brutale se produisant au mois de novembre. Dans le cylindre témoin, l'alcalinité atteint son maximum seulement au mois d'octobre, mais elle se maintient au voisinage de celui-ci jusqu'en décembre. En 1968, par suite de l'accident déjà signalé en 2T, il n'est tenu compte que des résultats obtenus dans le cylindre expérimental. Celui-ci, pendant les mois d'été, montre une augmentation importante de l'alcalinité, avec des valeurs comparables à celles des cylindres 1. Le maximum s'élève à 2,28 meq/l en septembre; de plus, la présence de carbonates a pu être mise en évidence à plusieurs reprises.

Discussion

Dans les cylindres, les valeurs du pH et de l'alcalinité sont, dans l'ensemble, nettement plus élevées que dans l'étang; cette différence ne peut s'expliquer uniquement par l'activité chlorophyllienne des algues, même si elles sont concentrées en grand nombre dans un espace restreint; en plus, il faut tenir compte des processus purement chimiques survenus dans chaque cylindre.

Aussi bien pour le pH que pour l'alcalinité, les deux cylindres expérimentaux présentent les valeurs les plus élevées, bien qu'elles soient localisées dans le temps en ce qui concerne le cylindre 2E. Elles coïncident toujours avec des teneurs en potassium importantes; il semble donc que celui-ci joue un rôle déterminant dans l'évolution des deux facteurs précités. En effet, après chaque apport de nitrate de potassium, suivant les saisons, les nitrates sont utilisés totalement ou en partie. Le potassium qui subsiste dans l'eau peut se combiner à l'acide carbonique pour donner du bicarbonate de potassium. Pendant la belle saison, il arrive un moment où tout le gaz carbonique contenu dans l'eau est épuisé par suite de l'activité photosynthétique des algues; beaucoup d'entre elles sont capables de décomposer les bicarbonates (Ruttner, 1963), libérant du gaz carbonique qu'elles utilisent. En même temps se forment des carbonates (alcalinité à la phénolphtaléine positive, pH 8,3), dans le cas présent, surtout du carbonate de potassium. L'ensemble de ces réactions peut se résumer de la façon suivante :



Par suite, il se produit une augmentation du pH et de l'alcalinité. Dans le cylindre 1E, en automne et en hiver, la diminution de ces deux facteurs est due à la disparition de la plus grande partie de la flore algale. Cependant, les teneurs en potassium restant importantes, on observe alors la formation de bicarbonate de potassium, non seulement à partir du carbonate de potassium qui est très soluble dans l'eau, mais aussi du potassium fourni par le nitrate de potassium. Ce bicarbonate

de potassium, associé à une augmentation de la minéralisation qui sera décrite ultérieurement, maintient un pH et une alcalinité élevés pendant toute la mauvaise saison. Dans le cylindre 2E, à la même époque, ces deux facteurs retombent à un niveau normal pour l'étang; cette baisse coïncide avec la diminution importante des teneurs en potassium. L'influence de celui-ci sur le pH et l'alcalinité est parfaitement illustrée *a contrario* par l'année 1966 au cours de laquelle le potassium ajouté sous forme de nitrate de potassium, disparaît entre deux additions. Par suite, les résultats enregistrés demeurent très voisins de ceux du cylindre 2T et de la station 2.

Dans les cylindres témoins, on retrouve la même situation que dans les cylindres expérimentaux. Le cylindre 1T a un pH et une alcalinité nettement plus élevés que dans le cylindre 2T. Cet état de chose est dû essentiellement à des différences importantes dans les processus d'échange vase-eau, ceux-ci provoquant des modifications temporaires ou prolongées dans la composition chimique de l'eau. Il s'ensuit des variations plus ou moins amples du pH et de l'alcalinité.

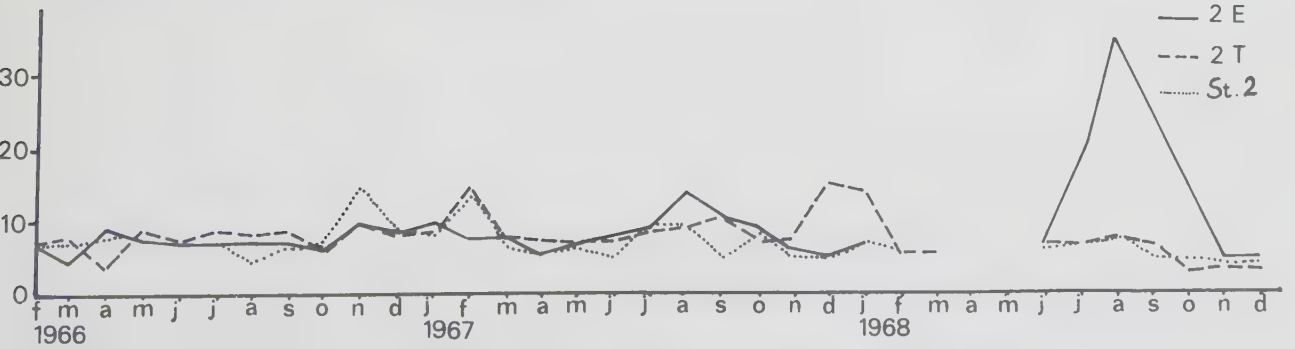
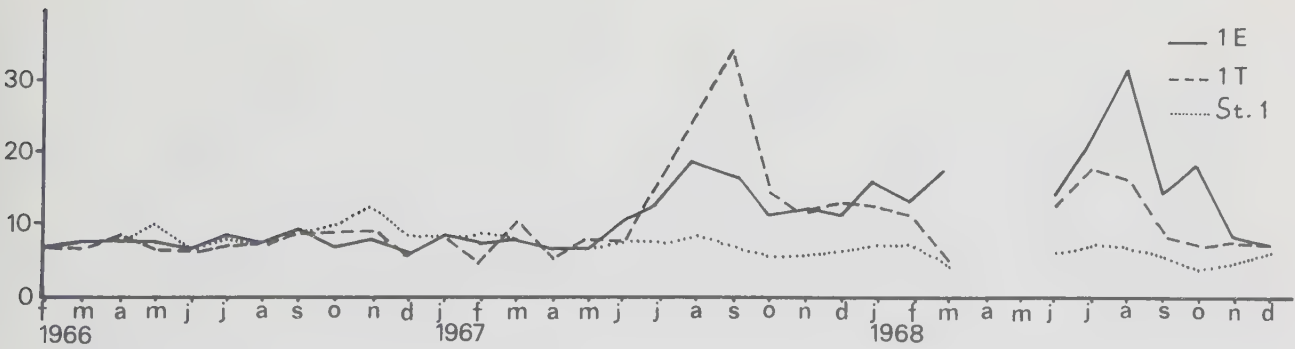
5 . LES MATIERES ORGANIQUES

En 1966, dans les cylindres 1E et 1T, les teneurs en matières organiques diffèrent peu de celles obtenues à la station 1; celle-ci présente même un maximum légèrement plus élevé. En 1967, ce n'est plus le cas; en effet, à partir du mois d'avril, on assiste à une augmentation des taux en matières organiques dans les deux cylindres, augmentation qui se traduit par des valeurs maximales atteignant 19,6 mg/l en août dans le cylindre expérimental, et 36 mg/l en septembre dans le cylindre témoin. Au cours de la même période, la teneur en matières organiques ne dépasse pas 8,3 mg/l à la station 1. Ensuite, pendant l'automne, on note une diminution. En 1968, pendant l'été et l'automne, le même cycle se répète. Toutefois, contrairement à l'année 1967, la plus haute valeur recueillie dans le cylindre 1E (33 mg/l) dépasse largement celle obtenue dans le cylindre 1T (17,4 mg/l).

Dans les deux cylindres placés à la station 2, en 1966, les variations de faible amplitude des matières organiques diffèrent peu de celles observées en eau libre. En 1967 et 1968, dans le cylindre 2E, comme dans les cylindres 1E et 1T, les matières organiques présentent leurs valeurs maximales en été. En 1967, le maximum ne dépasse pas 14,2 mg/l ; par contre, en 1968, de hautes valeurs s'installent de juillet à octobre; la plus haute teneur, comparable à celle enregistrée en 1E, atteint 35 mg/l. En 1967, dans le cylindre 2T, les variations se montrent beaucoup plus irrégulières au cours de l'année. Les maximums apparaissent en février (15 mg/l) et décembre (15,6 mg/l); toutefois,

TABLEAU N° 30 - MATIERES ORGANIQUES (en mg/l O2 emprunté au permanganate)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		7,2	8,0	8,1	7,7	6,8	8,7	7,7	9,4	7,1	8,7	6,8
	1967	9,0	8,0	8,8	7,2	7,6	11,0	13,8	19,6	17,6	12,2	13,0	12,3
	1968	17,0	13,8	18,6			15,0	22,3	33,2	15,4	19,2	9,6	8,1
1T	1966		7,3	7,4	8,4	7,0	6,6	7,3	7,9	9,4	9,8	9,9	6,4
	1967	9,3	5,5	11,0	6,0	8,7	8,1	16,2	26,4	36,0	16,0	13,1	14,4
	1968	13,6	12,4	5,7			13,6	19,0	17,4	9,9	7,9	8,6	8,4
2E	1966		7,1	4,2	9,1	7,6	6,8	7,2	7,0	7,0	5,7	9,7	8,7
	1967	9,9	7,9	7,5	5,7	7,1	8,2	9,5	14,2	11,0	9,4	6,7	5,7
	1968	7,5					7,6	19,4	35,4	25,1	15,9	5,6	5,4
2T	1966		7,0	8,1	3,7	8,9	7,3	8,9	8,0	8,5	6,6	9,7	8,6
	1967	8,9	15,0	8,0	7,1	7,0	7,4	8,5	9,2	11,2	8,4	8,0	15,6
	1968	14,0	6,2	6,1			7,5	7,3	8,7	6,8	3,6	4,2	4,1



comme dans les autres cylindres, on note une légère augmentation des matières organiques en été.

Discussion

Dans les quatre cylindres, surtout à partir de 1967, les fortes teneurs en matières organiques coïncident avec des teneurs en fer importantes; les relations du fer avec les matières organiques ont été montrées dans plusieurs travaux concernant le métabolisme du fer dans les lacs ou les étangs (Ohle, 1940; Einsele, 1940; Aberg et Rodhe, 1942; Villeret, 1954 a). Cette concordance est particulièrement remarquable dans le cylindre 1T où les courbes du fer sont presque parallèles à celles des matières organiques. Celles-ci proviennent, pour leur plus grande partie, de la décomposition des algues qui sédimentent, à leur mort, au fond des cylindres. Cette décomposition est, le plus souvent, maximale en été, quand la température de l'eau favorise le développement des bactéries; elle nécessite alors une consommation importante d'oxygène favorisant la formation d'une microzone anaérobie. L'apparition d'une telle microzone permet, comme nous le verrons plus loin, le passage du fer dans l'eau. Il n'est donc pas étonnant qu'il y ait souvent concordance entre le cycle des matières organiques et celui du fer.

Nous avons déjà vu qu'en 1966, dans les quatre cylindres, les teneurs en matières organiques étaient assez semblables à celles de l'eau libre. Ce n'est plus le cas les deux années suivantes; en effet, les concentrations, en particulier dans les cylindres 1E et 1T (1967 et 1968), et 2E (1968), excèdent largement celles obtenues dans les stations 1 et 2. Ce phénomène d'enrichissement peut s'expliquer de la manière suivante: les algues, à leur mort, se déposent au fond des cylindres (elles ne sont pas dispersées comme dans les stations 1, 2 et 3), et se décomposent sur place. Leur décomposition se produit, en général, l'année suivante, comme le montrent les différences observées entre les teneurs en matières organiques des années 1966 et 1967 en 1E et 1T. On remarque d'ailleurs, qu'à la station 4, bien abritée parmi les sphaignes, le cycle des matières organiques se rapproche beaucoup de celui observé dans les cylindres.

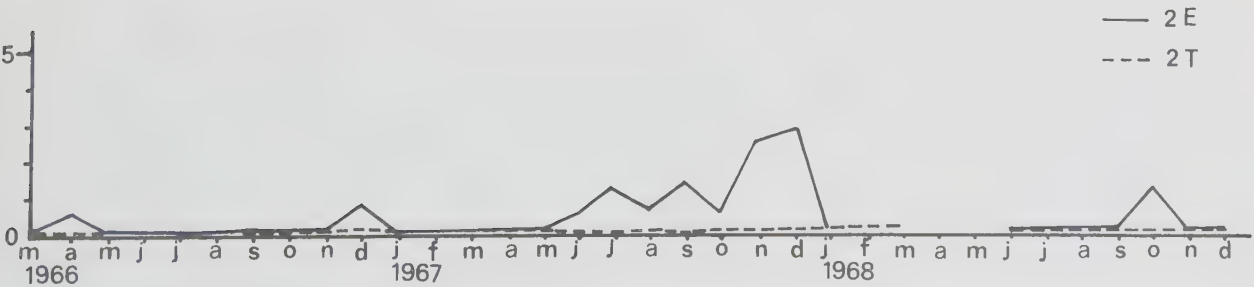
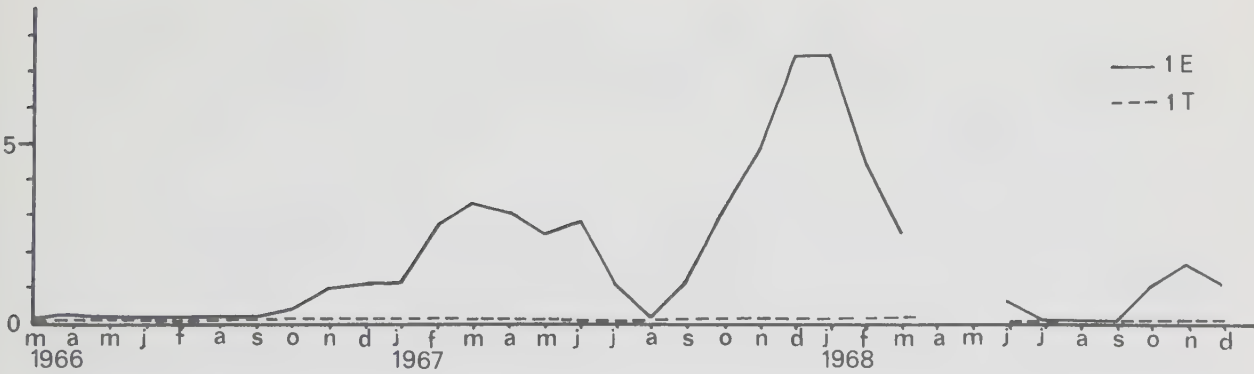
6 . L' AZOTE

6.1. Les nitrates

Chacun des cylindres expérimentaux reçut, d'abord tous les mois (1966), puis deux fois par mois (1967 et 1968), 2 mg d'azote par litre sous forme de nitrate de potassium.

TABLEAU N° 31 - NITRATES (en N-NO3⁻ mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966			0,07	0,15	0,07	0,07	0,06	0,04	0,01	0,26	0,89	1,06
	1967	1,65	2,68	3,21	3,00	2,50	2,82	1,04	0,01	1,08	3,02	4,91	7,43
	1968	7,40	4,40	2,50			0,61		0,05	0,02	1,19	1,70	1,20
1T	1966			0,02	0,01	0,07	t	t	0,04	0,06	0,02	0,07	0,06
	1967	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	t	t	0	0,02	0,07	0,06	0,06
	1968	0,06	0,04	0,05			0	0,07	0,02	0,04	0,04	0,02	0,01
2E	1966			0,10	0,60	0,03	t	t	0,02	0,03	0,02	0,09	0,80
	1967	0,01	0,02	0,01	0,02	0,09	0,60	1,26	0,66	1,44	0,56	2,50	2,88
	1968	0,03					0,01	0,02	0,03	0,03	1,24	0,02	0,01
2T	1966			0,02	0,02	0,03	t	t	0,06	0,05	t	0,04	0,08
	1967	0,01	0,01	0,01	0,02	t	t	t	0,02	t	0,03	0,02	0,05
	1968	0,06	0,08	0,04			0,01		0,01	0,01	0,04	0,01	0,05



En 1966, dans le cylindre 1E, l'apport mensuel de nitrates se répercute tardivement sur les concentrations en azote nitrique trouvées dans l'eau, seulement à partir du mois d'octobre. Jusqu'à cette époque, sauf en mars et avril, la totalité des nitrates ajoutés disparaît entre deux additions. En automne, coïncidant avec la disparition de l'abondante flore algale qui s'était développée jusqu'alors, on assiste à une augmentation notable des teneurs en azote nitrique. Le maximum atteint 1,06 mg/l au mois de décembre; cependant, il faut remarquer que jamais plus de 31 % des nitrates ajoutés ne subsistent entre deux additions. Dans l'autre cylindre expérimental, 2E, cette même année 1966, les nitrates introduits disparaissent en totalité, sauf au cours des deux derniers mois. Pendant cette période, une partie de l'apport des nitrates, environ 35 %, se maintient dans l'eau. Le maximum annuel, comme en 1E, se situe au mois de Décembre et s'élève à 0,80 mg/l.

En 1967, l'introduction de nitrate devient bimensuelle. Dans le cylindre 1E, les teneurs en azote nitrique dépassent 1 mg/l pendant toute l'année, sauf au mois d'août où le minimum s'abaisse à 0,01 mg/l. D'avril à septembre toutefois, les quantités de nitrates consommés excèdent largement les quantités ajoutées. Ensuite, jusqu'à la fin de l'année, 47 à 63 % des nitrates fournis se maintiennent dans l'eau; la teneur en azote nitrique augmente et le maximum est atteint en décembre (7,4 mg/l). En 2E, il faut attendre le mois de juin pour obtenir des teneurs en nitrates supérieures à celles du cylindre témoin. Comme en 1E, la plus forte concentration se produit à la fin de l'année; le maximum se situe également en décembre (2,8 mg/l).

En 1968, l'addition de nitrate a été interrompue pendant deux mois, avril et mai, dans le cylindre 1E, pendant quatre mois dans le cylindre 2E, de février à mai. Comme les deux années précédentes, c'est surtout en automne qu'un accroissement important des teneurs en azote nitrique est observé.

Dans les cylindres témoins, l'évolution des nitrates au cours de l'année ne demande aucun commentaire particulier; elle est semblable à celle observée dans les stations naturelles.

Discussion

Dans les étangs, les différents essais de fertilisation réalisés ont mis en évidence qu'un seul apport de nitrates, même important, est suivi d'une disparition rapide de ceux-ci (Rodina, 1958); dans les petites mares, un phénomène analogue a été observé (Villeret, 1954 a). Cette disparition des nitrates ajoutés n'est pas toujours associée à son utilisation immédiate par les végétaux, mais peut être également liée à la prolifération des germes dénitrifiants, comme l'ont montré Rodina (1958), Laurent et Feuillade (1969). Ces deux derniers auteurs, utilisant

un dispositif expérimental basé sur le même principe que celui de cette expérience, ont noté, après un seul apport de nitrates, un appauvrissement en azote nitrique, non seulement dans l'eau contenue dans le bac, mais aussi dans la vase sous-jacente. C'est pourquoi, comme le confirment également les résultats obtenus dans les cylindres expérimentaux, un apport continu de nitrates se révèle nécessaire pour obtenir des teneurs en azote nitrique suffisamment importantes pour influencer sur le développement des algues.

6.2. Nitrites et Ammoniaque , N-NO_2^- et N-NH_4^+

6.2.1. En 1966, les nitrites ont été rarement détectés. Par contre, en 1E, à partir de mars 1967 et jusqu'à la fin des expériences, leur présence est continue. Le maximum atteint 0,28 mg/l en mai 1967. Dans le cylindre 2E, l'apparition des nitrites est plus limitée dans le temps, pratiquement de juillet à décembre en 1967, seulement en septembre et octobre 1968.

Discussion

Einsele et Vetter (1938) et Mortimer (1942) attribuaient la présence des nitrites dans l'eau à la réduction des nitrates. Dans le cas présent, il semble bien que ce soit également ce processus, mis en évidence par Laurent (1972), qui intervienne; la seconde partie de cette expérimentation, avec l'utilisation de grands bacs, confirmera ce fait. En effet, les nitrites ont pu être dosés, ou simplement détectés, exclusivement dans les cylindres ou les bacs où des nitrates étaient introduits. A quoi est due cette réduction des nitrates ? Certains auteurs, comme Mortimer (1942), pensent qu'elle est provoquée par le phytoplancton. Dans les cylindres, la présence de nitrites en hiver indique que d'autres facteurs peuvent intervenir et, notamment, l'action des bactéries dénitrifiantes (Laurent, 1972).

6.2.2. L'ammoniaque, dont les dosages n'ont débuté qu'en août 1966, est apparu très occasionnellement dans les deux cylindres expérimentaux et dans le cylindre témoin 1T, le plus souvent en automne et au début de l'hiver. En 1E, les quantités mesurées varient de 0,17 à 1,12 mg/l d'azote ammoniacal (N-NH_4^+); en 2E, le maximum est plus élevé (1,82 mg/l), mais la présence d'ammoniaque a été mise en évidence moins souvent. Dans le cylindre 1T, les teneurs se sont révélées importantes pendant trois mois : décembre 1966, janvier et février 1967; par ailleurs, des quantités détectables par la méthode utilisée n'ont été trouvées qu'à deux reprises, en octobre et décembre 1968.

Discussion

Certains auteurs, comme Einsele et Vetter (1938), Ruttner (1963), pensent que l'azote ammoniacal provient de la décomposition du plancton qui a sédimenté, c'est à dire de la protéolyse qui a lieu au fond de l'eau. Mortimer (1942) pense que la plus grande partie de l'ammoniaque provient de la vase. Dans son expérimentation à l'aide de cylindres, il avait constaté que l'azote ammoniacal quittait la vase quand l'oxygène disparaissait de son cylindre anaérobie. Pour lui, la libération de l'ammoniaque produit dans la vase est liée au pouvoir adsorbant de la microzone oxydée à la surface de la vase; seule, la réduction de cette microzone permet le passage de l'ammoniaque dans l'eau. De plus, il avait constaté que l'augmentation de l'azote ammoniacal suivait une marche sensiblement identique à celle du fer. Dans l'étang du Pas-du-Houx, cela se produit, par exemple, dans les cylindres expérimentaux, en novembre 1966 et, en 1T, à la fin de 1966 et au début de 1967; une augmentation importante du fer coïncide avec celle de l'ammoniaque. Dans le cas présent, il ne semble pas possible d'affirmer que la production d'azote ammoniacal soit associée uniquement à la présence d'une microzone réductrice dont la formation peut être provoquée par la décomposition de la matière organique, elle-même génératrice possible d'ammoniaque. Le doute pourrait être levé en utilisant des algues marquées à l'azote lourd. L'absence d'ammoniaque pendant les mois d'été n'est pas inattendue. En effet, pendant les mois chauds, l'azote ammoniacal fourni par la minéralisation est très rapidement éliminé par les algues au fur et à mesure de sa production. Pendant les mois froids, il peut s'accumuler dans l'eau, même si la quantité produite par unité de temps est plus faible qu'en été (Laurent, 1972).

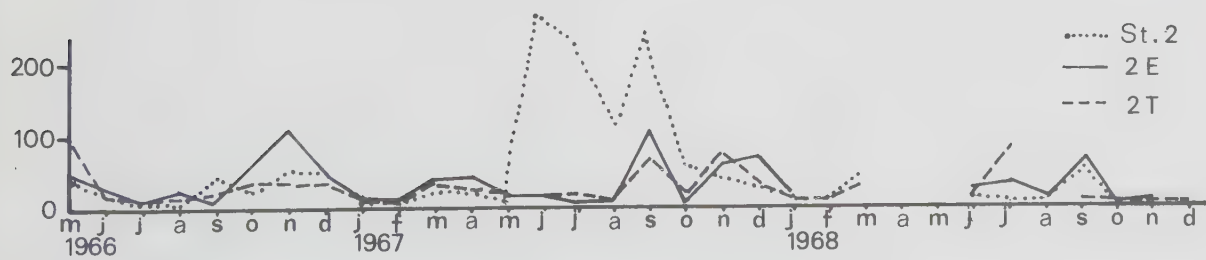
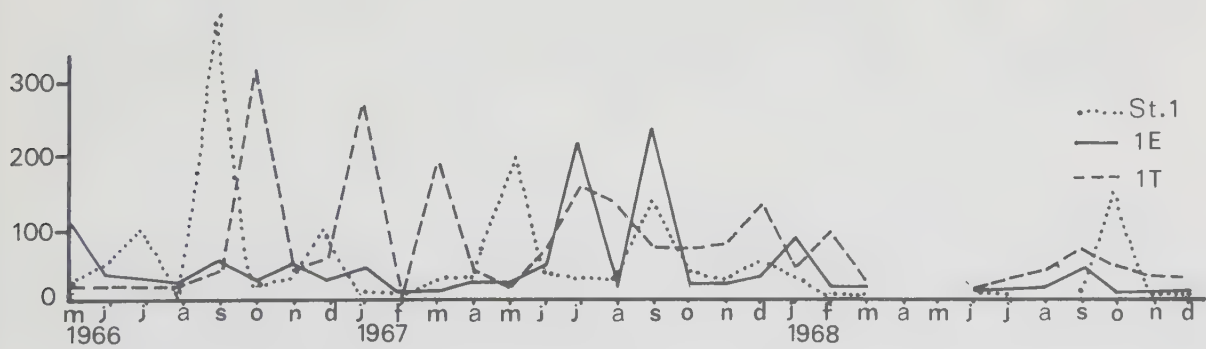
7 . LES PHOSPHATES

Dans le cylindre 1E, en 1966, les variations des teneurs en phosphates sont irrégulières, le maximum se situant au mois de mai : 98 $\mu\text{g/l}$. En 1967, les mois de juillet et septembre sont marqués par des pics importants : 222 $\mu\text{g/l}$ et 235 $\mu\text{g/l}$. En 1968, le maximum a lieu dès le mois de janvier (80 $\mu\text{g/l}$); une nouvelle augmentation assez faible se situe au mois de septembre : 39 $\mu\text{g/l}$.

Dans le cylindre 1T, la première année se caractérise par un maximum important au mois d'octobre : 315 $\mu\text{g/l}$. En 1967, le cycle des phosphates est marqué par quatre périodes au cours desquelles les teneurs sont considérables : janvier (270 $\mu\text{g/l}$), mars (182 $\mu\text{g/l}$), juillet-août (152-128 $\mu\text{g/l}$) et décembre (129 $\mu\text{g/l}$). En 1968, aucune valeur n'approche celles des années précédentes; le maximum est en février (92 $\mu\text{g/l}$). Comme en 1E, on constate une certaine libération des phosphates en septembre (63 $\mu\text{g/l}$).

TABLEAU N° 32 - PHOSPHATES (en P-PO4⁻⁻⁻ μg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966					98,6	34,0	26,0	23,3	51,0	26,4	48,0	26,0
	1967	40,0	2,4	6,4	20,0	20,6	48,0	212,0	15,0	235,0	13,3	14,0	29,4
	1968	80,0	17,3	11,0			7,6	10,6	15,7	38,8	6,0	4,5	6,3
1T	1966					19,6	18,0	16,0	20,0	35,0	315,0	39,0	58,8
	1967	270,0	3,6	183,0	44,0	15,0	58,8	152,0	128,0	70,0	66,0	74,0	129,0
	1968	44,0	92,4	23,0			11,4	26,0	36,0	63,2	40,0	28,2	26,2
2E	1966					46,0	23,0	9,0	17,3	9,6	58,0	101,0	45,4
	1967	9,2	8,0	38,8	39,4	16,8	13,6	4,0	2,8	99,0	2,0	56,5	70,0
	1968	14,6					26,6	35,0	12,0	64,8	1,0	11,8	
2T	1966					90,0	20,0	8,0	10,4	18,0	34,0	31,0	29,0
	1967	12,0	4,4	33,2	25,9	14,0	18,4	17,6	10,4	68,0	11,3	75,0	30,0
	1968	5,7	6,1	34,0			15,0	78,8		9,6	4,8	8,9	2,6



Les deux cylindres 2E et 2T présentent des courbes sensiblement parallèles pendant les trois années d'étude. Dans le cylindre expérimental, les maximums avoisinent 100 $\mu\text{g/l}$ en novembre 1966 et septembre 1967. Dans le cylindre témoin, ils s'élèvent à 90 $\mu\text{g/l}$ en mai 1966 et à 76 $\mu\text{g/l}$ en novembre 1967.

Discussion

Einsele (1936, 1938) montra, le premier, que l'augmentation du phosphore dans l'eau profonde des petits lacs eutrophes, concerne la fraction "phosphate soluble" et accompagne une chute de la concentration en oxygène et une augmentation du fer ferreux. Le contrôle du processus de libération des phosphates dans l'eau est illustré par les observations de Mortimer (1941, 1942) sur le lac Esthwaite Water et dans son cylindre anaérobie. L'apparition de grandes quantités de phosphates dans les eaux profondes dépend de la disparition de la microzone oxydée à la surface de la vase. Plus récemment, Olsen (1958, 1964) a montré que l'échange du phosphore entre la vase et l'eau est un phénomène très rapide; la prise du phosphore par les algues est suivie d'une libération de ce même élément à partir des sédiments, avec différentes constantes suivant l'état des sédiments. A l'état oxydé, la vase échange et adsorbe plus de phosphore qu'à l'état réduit. Dans ce dernier cas, les sédiments ne montrent pas d'adsorption quand la concentration en phosphore est en-dessous de 2 mg/l; il y a seulement libération. Einsele (1936) a montré qu'en présence d'oxygène, de phosphate et de fer ferreux, il y a formation de phosphate ferrique qui précipite. Ohle (1935, 1937, 1938, 1953, 1954) a mis en évidence l'adsorption des phosphates sur les colloïdes, particulièrement dans les milieux pauvres en chaux, de même que l'adsorption par l'hydroxyde ferrique en milieu acide.

Dans les cylindres, les concentrations en phosphates restent nettement inférieures à 2 mg/l, même en présence d'une microzone réductrice. Les maximums y sont du même ordre de grandeur que dans l'étang, contrairement à ce qui se passe pour la plupart des autres éléments étudiés. On peut donc penser que les processus mis en évidence par Einsele et Ohle peuvent intervenir; étant donné, généralement, la faible épaisseur de la zone désoxygénée au fond des cylindres, les phosphates sont en quelque sorte "piégés" avant d'atteindre la surface où ont lieu les prélèvements.

On n'observe pas, dans les cylindres, un enrichissement par rapport aux stations naturelles. Si on considère les moyennes annuelles, dans la plupart des cas, il n'y a pas de différence notable avec les moyennes enregistrées dans l'étang; parfois même, on constate un appauvrissement. Seul, le cylindre 1T, en 1967, présente une augmentation importante par rapport à la station 1; cela peut être lié aux faibles concentrations en oxygène enregistrées en surface; les effets des différents processus cités plus haut peuvent être alors atténués.

8 . LE SOUFRE

Dans les cylindres 1E et 1T, en 1966, l'évolution des teneurs en sulfates est sensiblement parallèle à celle observée dans l'étang jusqu'au mois de juin. Pendant le reste de l'année, dans le cylindre expérimental, les sulfates présentent une courbe en dents de scie; dans le cylindre témoin, des variations de faible amplitude sont enregistrées, avec une légère chute aux mois de juillet et août. En 1967, on constate une diminution régulière des sulfates jusqu'en avril, les teneurs étant alors de 2,4 mg/l en 1E, de 1,2 mg/l en 1T. Dans le premier cylindre, ces faibles valeurs, interrompues momentanément à la fin du printemps, reprennent à partir du mois de juillet; dans le second cylindre, elles persistent jusqu'en septembre. Dans les deux cylindres, les minimums se placent en août (1,7 et 1 mg/l), les maximums en octobre (14,8 et 10,8 mg/l). En 1968, les teneurs en sulfates rencontrées dans les cylindres restent faibles par rapport à celles observées dans l'étang. Les minimums descendent à nouveau très bas : 2,9 mg/l en 1E, 2,4 mg/l en 1T. Toutefois, dans ce dernier, une augmentation inattendue se manifeste pendant les mois de juillet et août.

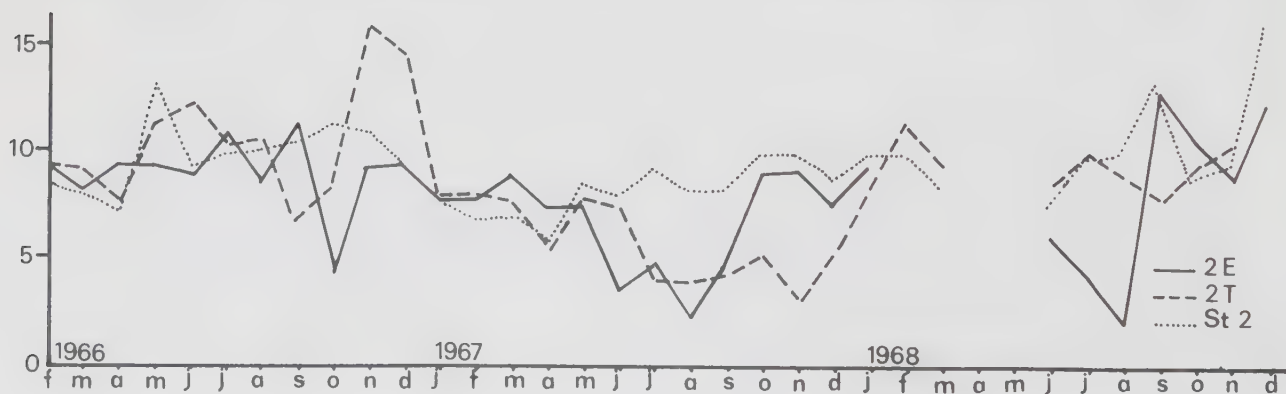
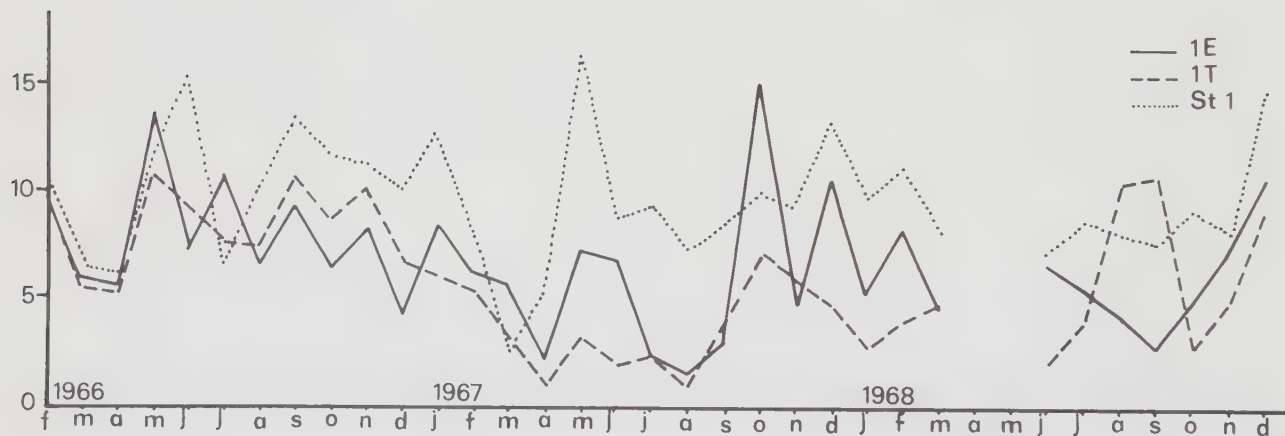
Dans les cylindres placés à la station 2, au cours de la première année, les variations des teneurs en sulfates demeurent faibles dans l'ensemble. Toutefois, un minimum de 4,4 mg/l, précédant le maximum de teneur en fer, est à signaler en octobre dans le cylindre 2E. En 1967, des valeurs très basses se maintiennent de juin à septembre en 2E, de juillet à décembre en 2T. Elles n'excèdent jamais 5,4 mg/l, le minimum se situant en août pour le premier cylindre (2,2 mg/l), en novembre pour le second (3,2 mg/l). En 1968, les faibles valeurs se renouvellent en été dans le cylindre expérimental; le minimum a lieu, à nouveau, en août (2,2 mg/l). Dans le cylindre témoin, cette même année, le cycle se rapproche de celui de la station 2 par suite de l'accident survenu dans le cylindre entre juin et juillet.

Discussion

Mortimer (1941, 1942), au cours de ses études sur le lac Esthwaite Water, constatait que les sulfates baissaient de 8 mg/l à environ 4 mg/l dans les eaux profondes de l'hypolimnion, juste au-dessus de la vase. La principale chute des sulfates se produisait quand le fer ferreux avait atteint son maximum, et que l'oxygène avait entièrement disparu. De même, dans son expérimentation au laboratoire à l'aide d'un cylindre anaérobie, il constatait une baisse de la teneur en sulfates au moment même où avait lieu une augmentation du fer ferreux. Il indiquait que, dans les deux cas, la réduction se faisait presque exclusivement à l'interface vase-eau, et non dans l'eau libre. Dans les cylindres mis en place à l'étang du Pas-du-Houx, dès 1967, on constate une baisse considérable des sulfates, plus particulièrement en été. Cette diminution coïncide, le plus souvent, avec de hautes teneurs en fer. Au cours des années 1967 et

TABLEAU N° 33 - SULFATES (en mg/1 SO_4^{--})

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		9,8	6,1	5,8	13,8	7,3	10,8	6,6	9,4	6,1	8,3	4,3
	1967	8,7	6,3	5,6	2,4	7,4	6,9	2,6	1,7	3,2	14,8	4,9	10,5
	1968	5,4	8,3	4,8			6,9	5,9	4,6	2,9	4,9	7,2	10,9
1T	1966		9,8	5,5	5,3	10,9	9,1	7,8	7,6	10,8	8,8	10,1	6,9
	1967	6,2	5,2	3,3	1,2	3,3	2,0	2,4	1,0	3,7	10,8	5,8	4,9
	1968	3,0	4,2	4,8			2,4	4,3	10,5	10,8	2,9	5,1	9,4
2E	1966		9,4	8,3	9,4	9,3	8,9	10,8	8,6	11,4	4,4	9,3	9,3
	1967	7,7	7,8	8,8	7,3	7,3	3,6	4,9	2,2	4,9	9,1	9,0	7,5
	1968	9,4					6,1	4,3	2,2	12,9	10,4	8,9	12,2
2T	1966		9,6	9,1	7,7	11,3	12,3	10,3	10,6	6,8	8,4	15,8	14,4
	1967	8,1	8,1	7,5	5,6	7,8	7,4	4,1	3,8	4,4	5,3	3,2	5,4
	1968	8,5	11,1	9,4			8,6	9,9	8,9	7,9	9,4	10,2	



1968, les courbes du fer et des sulfates varient d'ailleurs, dans l'ensemble, en sens inverse. L'exemple le plus caractéristique est fourni par le cylindre 1T dans lequel, à la surface de l'eau, des teneurs en oxygène très faibles ont été enregistrées, notamment en août 1967 (4,9 mg/l) et septembre de la même année (2,4 mg/l). Au même moment, des concentrations en fer considérables étaient observées (22 mg/l et 18,5 mg/l), tandis que les quantités de sulfates se révélaient très faibles (1 et 3,7 mg/l). Cette disparition des sulfates dans les cylindres s'accompagnait, sans doute, de production d'hydrogène sulfureux. Celui-ci n'a pas été dosé, mais la preuve de son existence semble être apportée par la présence de bactéries telles *Beggiatoa* et, sans doute, *Chromatium* (ce dernier n'a pas été déterminé avec certitude). Tous ces faits, associés aux quelques résultats enregistrés pour l'oxygène en profondeur, montrent qu'une microzone anaérobie existe au niveau de la vase pendant des périodes plus ou moins longues suivant les cylindres. Comme l'avait suggéré Mortimer (1941, 1942), la réduction des sulfates aurait donc lieu à l'interface vase-eau quand cette microzone est dépourvue d'oxygène. Ceci entraîne une chute des teneurs en sulfates, chute d'autant plus importante que le déficit en oxygène est élevé sur toute la colonne d'eau contenue dans les cylindres.

Remarque : En août et septembre 1968, l'augmentation inattendue constatée dans le cylindre 1T est associée à une diminution des concentrations en fer, ce qui semble indiquer une diminution des phénomènes de réduction. Mais, de plus, à la même époque, le manganèse se trouve en grande quantité dans l'eau de ce cylindre (1,95 mg/l et 0,32 mg/l) ; le rapport Fe/Mn est alors très faible. On peut penser, comme le suggère Feuillade (1966), à la suite de Koyama et Sugarawa (1953), à un arrêt de la sulfato-réduction par ce corps. En effet, les deux auteurs japonais pensent que la réduction des sulfates est inhibée dans la vase lorsque celle-ci contient une certaine dose de manganèse.

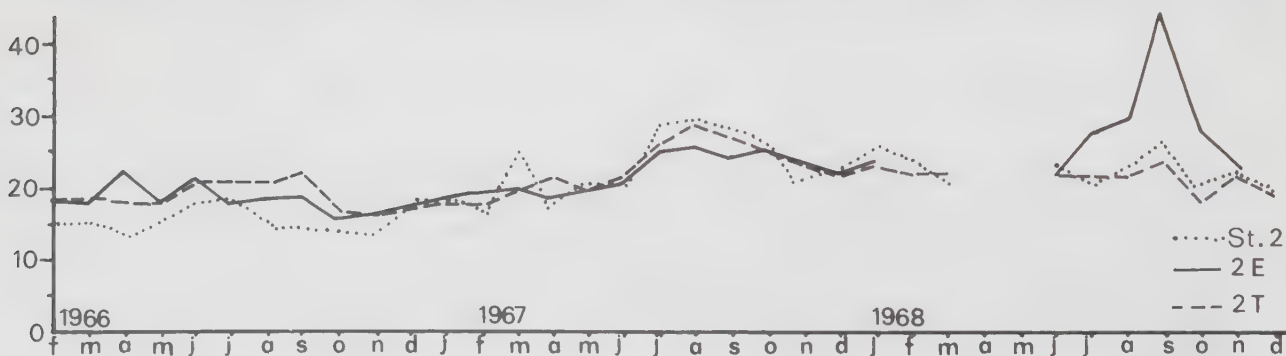
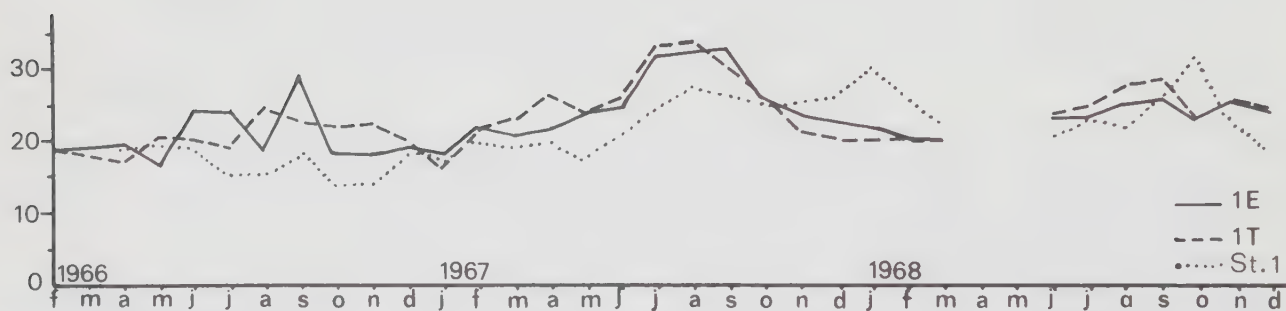
En ce qui concerne les sulfates dans les cylindres, on constate donc un appauvrissement par rapport aux stations naturelles. A partir de 1967, cette diminution des concentrations en sulfates se fait sentir toute l'année en 1E et 1T; elle se situe principalement en été dans les cylindres 2E et 2T.

9 . LES CHLORURES

Dans les quatre cylindres, un cycle annuel se constate facilement, surtout à partir de 1967. Les teneurs augmentent régulièrement jusqu'au milieu de l'été, époque où s'établit le maximum. Ensuite, on assiste à une descente régulière vers les basses valeurs de l'hiver. Pendant la période estivale, les teneurs observées dans les cylindres, surtout 1E et 1T, sont beaucoup plus élevées qu'en eau libre. Le maximum absolu est de 44,7 mg/l, en 2E.

TABLEAU N° 34 - CHLORURES (en mg/l Cl^-)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		19,2	19,8	19,8	17,0	24,0	24,1	19,1	29,1	18,1	18,0	19,1
	1967	17,7	22,0	20,8	21,6	24,1	24,8	31,9	32,3	32,6	26,2	23,4	22,7
	1968	22,0	20,5	20,2			23,4	23,7	25,5	26,2	23,4	25,5	24,1
1T	1966		19,2	17,7	17,0	20,5	20,0	19,1	24,8	22,7	22,0	22,0	20,2
	1967	16,3	21,3	23,2	26,2	24,1	26,2	32,6	34,0	29,8	26,2	21,3	20,5
	1968	20,5	20,5	20,2			24,1	25,2	28,4	29,1	23,7	25,5	24,1
2E	1966		18,4	17,7	22,0	17,7	20,5	17,7	18,4	18,4	15,9	15,9	17,0
	1967	18,4	19,1	19,8	18,4	19,1	20,5	24,8	25,5	24,1	24,8	22,7	22,0
	1968	23,4					21,3	27,3	30,5	44,7	27,8	22,7	
2T	1966		18,4	18,4	17,0	17,7	20,5	20,5	20,5	22,0	17,0	15,9	17,0
	1967	17,7	17,7	19,1	21,3	19,8	21,3	25,5	28,4	26,9	24,8	22,7	21,3
	1968	22,7	22,0	21,6			22,0	21,6	21,3	23,4	18,1	22,0	19,6



Dans les cylindres, les cycles du chlore et du sodium présentent une évolution presque identique, ce qui est moins net en eau libre. Cependant, dans l'étang aussi bien que dans les cylindres, les teneurs en chlore et en sodium sont, le plus souvent, dans des proportions très proches de celles du chlorure de sodium. Dans le détail, toutefois, certaines conditions doivent agir en élevant ou en diminuant sélectivement la teneur d'un seul de ces corps.

Les variations de la hauteur d'eau dans les cylindres ne semblent pas avoir d'influence sur la teneur en chlore. Villeret l'avait déjà observé : "Il est remarquable de constater que dans la mare temporaire (et nous avons observé ce même phénomène dans d'autres mares du même type), l'évaporation de l'eau n'amène pas une concentration des sels dissous. En particulier, le taux de l'ion Cl^- reste sensiblement constant dans la mare à Gallium qui s'assèche en été." (1958, p. 73)

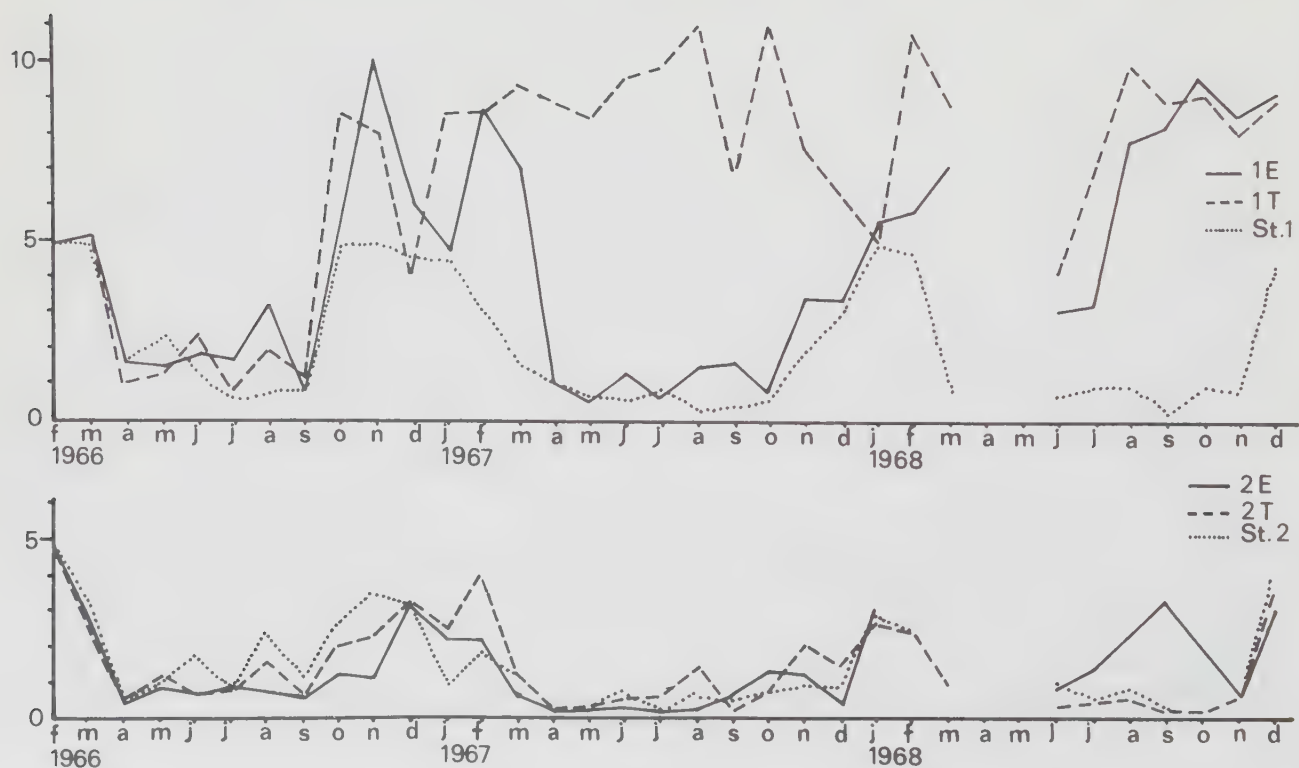
Dans l'ensemble, on constate un enrichissement en chlore de l'eau des cylindres par rapport à l'eau environnante, phénomène également observé pour la plupart des facteurs étudiés.

10 . LA SILICE

En 1966, le cycle de la silice, dans les cylindres 1E et 1T, est comparable à celui observé dans l'étang. Toutefois, pendant l'été, les valeurs recueillies dans les cylindres dépassent légèrement celles obtenues dans l'eau environnante. En automne, l'écart s'accroît; le maximum s'élève à 10 mg/l en novembre dans le cylindre expérimental, et à 8,7 mg/l en octobre dans le cylindre témoin; il ne dépasse pas 5 mg/l dans l'étang. En 1967, une augmentation importante de la teneur marque le début de l'année; elle se produit en janvier dans 1T et seulement en février dans 1E; mais, dans les deux cas, elle coïncide avec une élévation de la concentration en fer. A partir du mois d'avril, dans les deux cylindres, les cycles se différencient nettement. Dans le cylindre expérimental, on observe une évolution normale : le printemps est marqué par une brusque diminution de la silice, puis de basses valeurs, bien que supérieures à celles rencontrées dans l'étang, subsistent jusqu'au début de l'automne. Par contre, dans le cylindre témoin, la silice se maintient à des concentrations élevées pendant toute l'année; les maximums ne descendent jamais au-dessous de 6 mg/l alors que la plus haute valeur recueillie à la station 1 ne dépasse pas 4,4 mg/l. Le maximum atteint 11 mg/l au mois d'août, coïncidant avec celui du fer, du sodium, du calcium, avec de fortes concentrations en potassium, magnésium et matières organiques, tandis que les teneurs en sulfates se montrent très faibles. Pendant l'automne, la silice diminue régulièrement, à l'inverse de ce qui se passe dans le cylindre expérimental. En 1968, un cycle analogue se dessine dans les deux cylindres;

TABLEAU N° 35 - *SILICE* (en SiO₂ mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		5,0	5,2	1,6	1,5	1,9	1,7	3,2	0,8	6,6	10,0	6,0
	1967	4,8	8,7	7,0	1,0	0,5	1,3	0,6	1,5	1,6	0,8	3,4	3,3
	1968	5,5	5,8	7,0			3,0	3,2	7,7	8,2	9,5	8,5	9,1
1T	1966		5,0	5,2	1,0	1,3	2,3	0,8	2,0	1,1	8,7	8,0	4,0
	1967	8,6	8,7	9,4	8,8	8,4	9,5	9,9	11,0	6,9	10,9	7,6	6,2
	1968	4,9	10,7	8,8			4,1	7,0	10,0	8,9	9,2	8,0	8,8
2E	1966		4,8	2,8	0,4	0,8	0,6	0,8	0,7	0,5	1,2	1,1	3,0
	1967	2,2	2,2	0,6	0,3	0,2	0,3	0,1	0,2	0,6	1,3	1,2	0,3
	1968	3,0					0,8	1,4	2,3	3,2	2,0	0,7	2,9
2T	1966		4,8	2,5	0,4	1,2	0,6	0,7	1,5	0,6	2,0	2,3	3,2
	1967	2,4	3,9	1,2	0,2	0,3	0,5	0,6	1,4	0,2	0,8	2,0	1,4
	1968	2,6	2,4	0,9			0,3	0,4	0,5	0,2	0,1	0,6	3,5



pendant l'été, les teneurs s'élèvent considérablement; le maximum atteint 10 mg/l en août dans 1T, 9,5 mg/l en octobre dans 1E.

Dans les cylindres de la station 2, pendant les deux premières années, la silice a un cycle normal et tout à fait comparable à celui de l'étang; les valeurs recueillies sont très voisines. En 1968, le cylindre 2E se caractérise, pendant l'été, par des teneurs inhabituelles pour la saison et beaucoup plus élevées que dans l'étang; le maximum atteint alors 3,2 mg/l. Cette augmentation de la silice coïncide, comme dans les deux cylindres de la station 1, avec une élévation de la concentration de la plupart des autres ions dosés; pratiquement, seuls les sulfates existent en faible quantité.

Dans les cylindres, les augmentations des quantités de silice, quand elles sont importantes ou placées à des périodes anormales, accompagnent, le plus souvent, ou suivent parfois, une élévation importante du fer. C'est notamment le cas en novembre 1966, février et octobre 1967, et pendant l'été 1968 en 1E; en octobre 1966, janvier 1967, et pendant les étés 1967 et 1968 en 1T, pendant l'été 1968 en 2E, également en octobre 1966 en 2T, mais à un degré moindre, ainsi que février et novembre 1967.

Discussion

Selon Hutchinson (1967), la distribution verticale de la silice ressemble à celle observée pour d'autres substances qui peuvent provenir de la vase. Il est probable que la migration de la silice est déterminée par le degré d'oxydation du fer à l'interface vase-eau. Plusieurs auteurs (Hutchinson, 1957; Ruttnner, 1963) ont montré que l'augmentation de la silice constatée dans l'hypolimnion des lacs se produit lorsque des conditions anaérobies s'établissent. Cette libération, qui se fait à partir de la couche superficielle de la vase, est favorisée par de hautes températures. Selon Mortimer (1941, 1942), à ce processus, peut s'ajouter la libération de la silice à partir d'un complexe organique contenant du fer et de la silice. On peut également supposer qu'une partie de la silice contenue dans l'eau a pour origine la minéralisation des frustules mortes de Diatomées. Jorgensen (1955) trouvait, par exemple, que pour *Nitzschia linearis*, à pH 10, une quantité maximale de silice apparaissait en solution après 85 jours, et qu'au même pH, pour *Thalassioira nana*, 97 % de la silice était dissoute après 37 jours seulement. Dans les cylindres, une telle minéralisation ne peut suffire à expliquer les augmentations brutales, parfois du simple au double, qui y ont lieu. Il semble donc que, dans le cas présent, la libération d'importantes quantités de silice dépende du même processus que celui qui intervient dans l'hypolimnion des lacs. Les phénomènes de réduction observés à la surface de la vase constituent la cause principale de l'élévation des teneurs en silice observées dans les cylindres.

11 . L E F E R

Dans le cylindre expérimental 1E, dès le mois de juin 1966 et jusqu'à l'arrêt de l'expérience, les teneurs en fer sont nettement supérieures à celles de l'étang. Les rares valeurs inférieures à 1 mg/l, localisées en hiver, se limitent à de courtes périodes. Les plus fortes teneurs se situent toujours au milieu ou à la fin de l'été; le maximum absolu, pour les trois années d'étude, est de 13 mg/l en septembre 1966.

Dans le cylindre témoin 1T, les concentrations dépassent rarement 1 mg/l la première année et sont plus faibles que celles enregistrées en 1E. Toutefois, en octobre, le fer présente un maximum important : 6,8 mg/l. Dès le début de 1967, de hautes teneurs s'installent et persistent jusqu'à l'arrêt des dosages. Les plus hautes valeurs se trouvent plutôt en été; elles atteignent alors un niveau beaucoup plus élevé que dans le cylindre expérimental : 22 mg/l en août 1967, 21,5 mg/l en juillet 1968. Le minimum descend jusqu'à 1,4 mg/l mais, au cours des deux dernières années, des teneurs inférieures à 5 mg/l ne se rencontrent qu'occasionnellement.

Dans le cylindre expérimental 2E, l'année 1966 est marquée par un pic important en novembre : 9,2 mg/l; par ailleurs, les concentrations en fer demeurent très voisines de celles de l'étang. En 1967, comme dans les deux premiers cylindres, la teneur en fer augmente pendant l'été; de juin à septembre, des valeurs supérieures à 1 mg/l se maintiennent, mais le maximum ne dépasse pas 1,56 mg/l. L'année 1968 se caractérise par une augmentation brutale du fer entre les mois de juin et de juillet : de 1,9 à 8,8 mg/l.

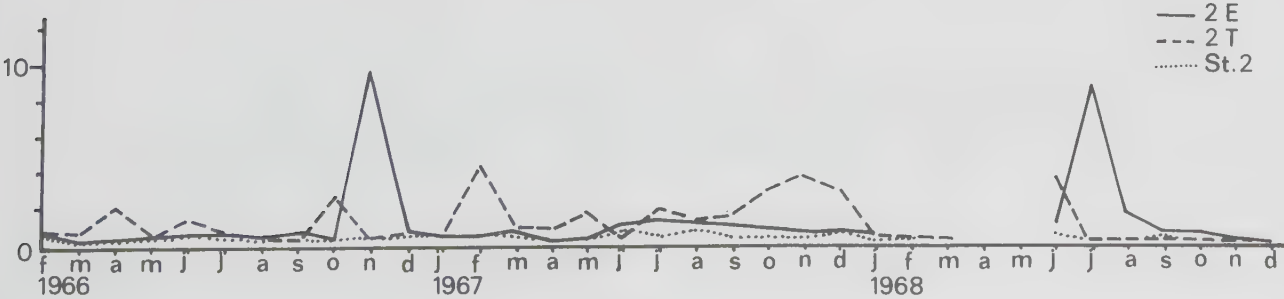
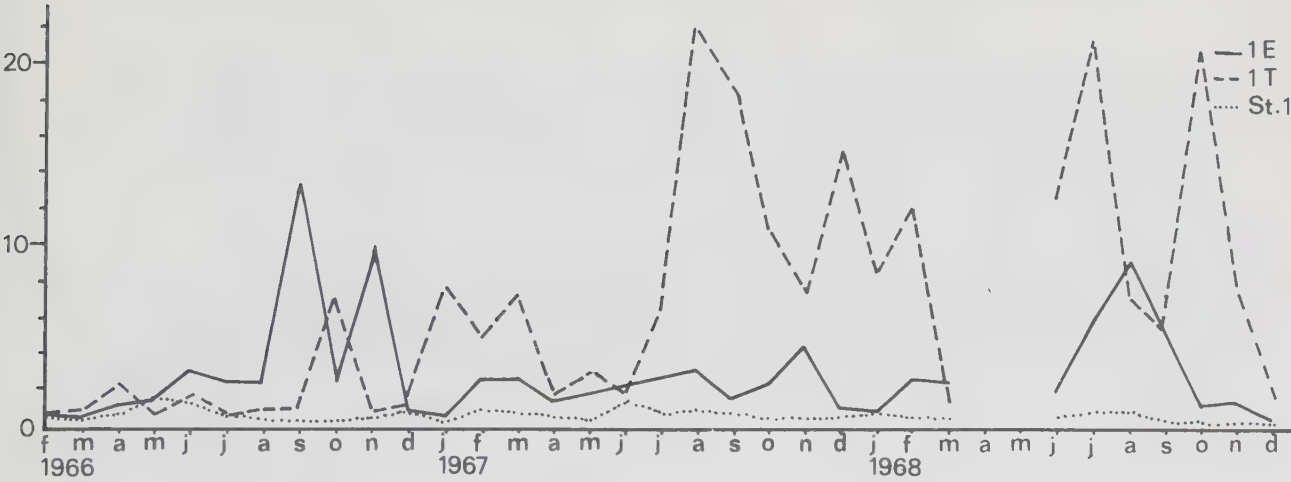
En 2T, les plus fortes valeurs recueillies en 1966 se placent en avril (2,06 mg/l) et en octobre (2,6 mg/l). Pour 1967, les maximums se situent en février (4,1 mg/l) et novembre (3,9 mg/l) ; cependant, à partir du mois de juillet et jusqu'à la fin de l'année, le fer se maintient à des concentrations élevées pour ce cylindre : entre 1,6 et 3,9 mg/l. En juin 1968, la teneur en fer, qui s'élevait à 3,9 mg/l, était nettement supérieure à celle de l'étang à la station 2 ; les mois suivants, par suite de la fissure déjà signalée pour ce cylindre, le cycle du fer est le même que dans l'étang, les eaux s'étant mélangées.

Discussion

Plusieurs des valeurs recueillies dans les cylindres 1E, 1T et 2T sont exceptionnellement élevées pour des eaux de surface. Des teneurs comparables ou supérieures ont seulement été enregistrées dans l'hypolim-

TABLEAU N° 36 - F E R (en Fe mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		0,66	0,70	1,35	1,68	3,13	2,50	2,30	13,00	2,34	9,25	0,92
	1967	0,47	2,60	2,50	1,48	1,90	2,16	2,86	3,04	1,56	2,34	4,40	1,06
	1968	0,76	2,50	2,48			2,08	5,76	9,00	5,40	1,10	1,26	0,40
1T	1966		0,68	0,94	2,21	0,50	1,74	0,60	0,90	0,94	6,80	0,70	1,24
	1967	7,75	4,80	7,10	1,80	3,12	1,82	6,64	22,00	18,50	11,00	7,20	15,30
	1968	8,50	12,40	1,42			12,80	21,80	7,50	5,30	21,50	8,00	1,55
2E	1966		0,80	0,34	0,29	0,45	0,70	0,50	0,38	0,70	0,25	9,25	0,82
	1967	0,32	0,35	0,98	0,32	0,45	1,10	1,56	1,14	1,07	0,90	0,50	0,82
	1968	0,40					1,28	8,80	1,90	0,60	0,55	0,27	0,25
2T	1966		0,80	0,60	2,06	0,50	1,46	0,96	0,30	0,20	2,66	0,40	0,65
	1967	0,50	4,10	0,93	0,83	1,70	0,40	1,90	1,66	1,82	2,94	3,90	3,08
	1968	0,30	0,33	0,34			3,90	0,45	0,27	0,26	0,13	0,09	



nion des lacs où, pendant la période de stratification, l'accumulation du fer à l'état ferreux est un phénomène très général. Les travaux de Mortimer (1941, 1942) ont montré que les changements survenus dans son cylindre anaérobie présentaient de grandes similitudes avec ceux observés dans l'hypolimnion des lacs et, en particulier, du lac Esthwaite Water qu'il étudiait. Le type d'expérience menée au laboratoire par ce chercheur se rapproche beaucoup de celle que j'ai réalisée sur le terrain. La diminution des teneurs en sulfates, mais aussi le déficit en oxygène, ont déjà montré que le fond des cylindres pouvait être comparé aux couches les plus profondes de l'hypolimnion d'un lac.

Les travaux de Ohle (1934, 1935), Einsele (1938, 1940), Mortimer (1941, 1942), Zullig (1956), Stumm et Lee (1960) et, plus récemment, Feuillade (1966) ont permis d'expliquer les variations du fer dans les masses d'eau importantes. La disparition de l'oxygène dans les couches profondes des lacs entraîne la production de grandes quantités de fer à l'état ferreux. Ce phénomène coïncide avec la formation d'une microzone réductrice à la partie supérieure de la vase. Toutefois, au début de la stagnation, avant même qu'une quantité détectable de fer ferreux n'apparaisse, la teneur en fer total s'élève considérablement dans les parties profondes de l'hypolimnion. Pour Mortimer, cet accroissement est dû à la diffusion du fer ferreux à partir de la vase à la surface de laquelle règnent de basses concentrations en oxygène; ce fer ferreux est ensuite oxydé, dans les couches d'eau moins profondes, en hydroxyde ferrique plus ou moins rougeâtre. Sous cette forme, le fer donne une solution colloïdale plus ou moins stable (Feuillade, 1966).

Antérieurement, la fourniture de fer par la vase est confirmée par les travaux d'Ivlev (dans Hutchinson, 1957) et Kjensmo (1964). Le premier, dans le lac Beloye, a étudié les variations du fer contenu dans les sédiments et ses résultats montrent que le fer échangeable dans la vase est la principale source de fer dans les lacs. De plus, les analyses du fer total et du fer échangeable montrent que, pratiquement, tout le fer total du dernier centimètre de la vase est échangeable. Le second auteur comparait le fer total contenu dans les eaux profondes avec la perte du fer total des 5 centimètres supérieurs des sédiments du lac Bjordamen; il en concluait que les sédiments constituent une importante source de fer, au moins dans les couches profondes du lac.

Shapiro (1964, 1966) a constaté que le fer dissous, qui doit être ferrique dans les eaux oxygénées (comme c'est le cas dans les cylindres), peut être lié à des acides organiques jaunes; de plus, il pensait que, dans les eaux très colorées, les grandes quantités de fer en solution existent sous forme de colloïdes "protégés": les acides organiques jaunes trouvés dans les eaux naturelles sont capables de "peptiser" (Duchaufour, 1960), et de tenir en suspension de grandes quantités d'ions métalliques; autrement, ceux-ci sédimenteraient.

Dans les cylindres, des processus analogues, formation d'une microzone réductrice et fourniture de fer par la vase, interviennent. La présence d'hydroxyde ferrique a pu être mise en évidence en quelques occasions (notamment en juillet 1968 en 1E, 1T et 2T), par la teinte rougeâtre qu'il donne à l'eau. En principe, c'est donc à l'existence d'une telle solution colloïdale que l'on doit attribuer la teneur en fer ferrique de l'eau dans les cylindres. Toutefois, il n'est pas certain, comme l'a montré Shapiro, que tout le fer présent se trouve sous cette forme.

Comme nous le verrons pour la plupart des autres facteurs étudiés, la présence plus ou moins prolongée d'une microzone réductrice au niveau de la vase joue un rôle déterminant dans tous les processus chimiques qui ont lieu dans les cylindres. Cette microzone doit avoir, comme origine principale, la décomposition des matières organiques sous l'action de bactéries anaérobies. La sédimentation des algues se développant dans la partie supérieure des cylindres ne s'opère sans doute pas uniformément sur toute la surface de la vase. Il s'ensuit qu'il peut exister des zones privilégiées où les dépôts se font en plus grande quantité, ce qui stimule la consommation d'oxygène par les bactéries. Des "plages réductrices", semblables à celles mises en évidence par Gorham (1958) dans les lacs, peuvent alors s'établir. Selon l'étendue de ces plages, les échanges vase-eau sont plus ou moins importants et entraînent des différences dans la composition chimique de l'eau des cylindres. Les algues vivantes peuvent également avoir un rôle dans la formation de ces plages réductrices. L'importance de la croûte à Eugléniens dans le cylindre 1T a déjà été signalée : elle empêche le passage de l'oxygène de l'atmosphère vers l'eau et contribue ainsi à la désoxygénation de toute la colonne d'eau contenue dans le cylindre. Il s'ensuit une absence d'algues en profondeur. Par contre, dans les autres cylindres, l'oxygène provenant de deux sources, d'une part l'oxygène de l'air, d'autre part, l'oxygène produit par les algues, la formation de la microzone réductrice est rendue plus difficile et sa durée est moindre.

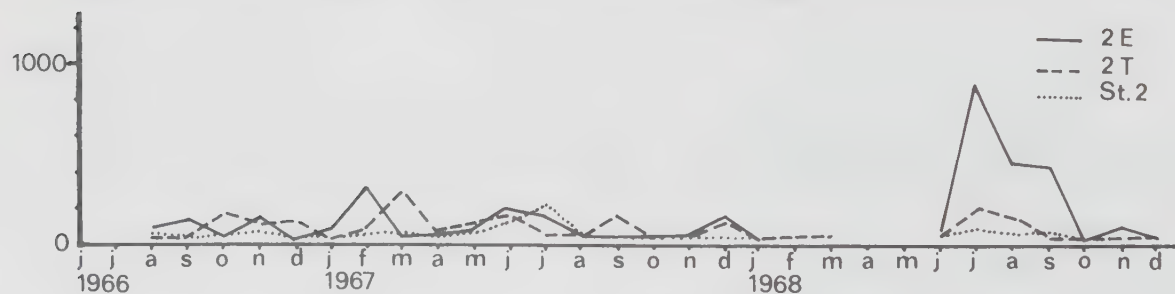
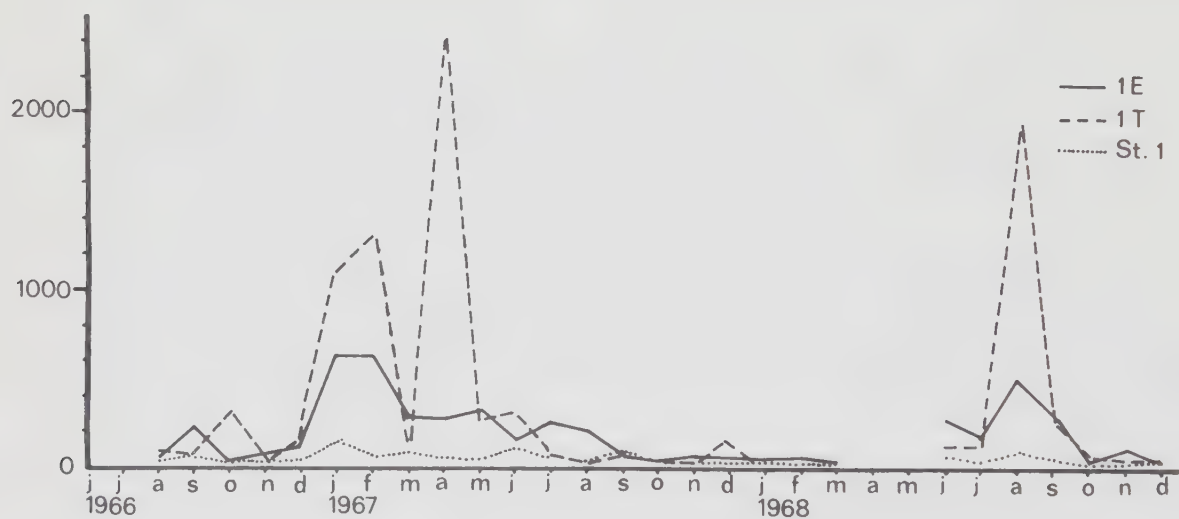
Remarque : Exceptionnellement, de faibles teneurs en sulfates coïncident avec une baisse de la concentration en fer; c'est le cas, notamment, en août et septembre 1968 dans le cylindre 2E. On peut penser que cette disparition du fer des eaux de surface est liée, pendant cette période, à la précipitation de sulfure de fer dans les couches les plus profondes de la colonne d'eau.

12 . LE MANGANESE

Dans les cylindres 1E et 1T, les variations des teneurs en manganèse sont considérables. Dans le premier, elles oscillent entre 18 et 630 µg/l, dans le second, entre 18 et 2400 µg/l. En 1967, la mise à

TABLEAU N° 37 - MANGANESE (en Mn $\mu\text{g/l}$)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966								38,7	214,0	18,6	63,0	110,0
	1967	620,0	630,0	260,0	240,0	290,0	140,0	240,0	206,0	75,0	20,0	54,0	39,0
	1968	27,5	39,3	14,5			286,0	198,0	500,0	290,0	56,0	115,0	61,3
1T	1966								68,0	60,0	300,0	18,7	140,0
	1967	1080,0	1300,0	111,0	2400,0	260,0	300,0	85,0	22,5	75,0	20,0	15,8	160,0
	1968	25,0	32,5	13,7			113,0	117,0	1950,0	302,0	72,0	47,0	51,6
2E	1966								75,0	116,0	31,5	127,0	46,2
	1967	81,0	300,0	35,0	25,0	74,0	183,0	122,0	45,7	30,0	28,0	59,3	133,0
	1968	24,6					71,6	866,0	430,0	402,0	21,0	88,0	45,0
2T	1966								14,0	15,5	166,0	91,5	100,0
	1967	15,5	60,0	262,0	56,2	100,0	136,0	37,5	27,5	150,0	37,5	26,6	106,0
	1968	36,0	22,0	17,1			36,6	190,0	132,0	31,3	12,3	17,0	25,0



sec très momentanée survenue au début de l'année, semble avoir perturbé le cycle du manganèse. En effet, elle a été suivie d'une augmentation très importante des concentrations en manganèse qui atteignent alors des valeurs rarement approchées par la suite. Pendant le reste de l'année, on assiste, sur plusieurs mois, à une diminution lente et régulière des teneurs en manganèse; les hautes valeurs se maintiennent un peu plus longtemps dans le cylindre expérimental. En 1968, un cycle comparable à celui des stations en eau libre (en particulier à celui de la station 4), s'établit. Les fortes teneurs se localisent en été; le maximum, placé en août, atteint 500 $\mu\text{g/l}$ en 1E, 1950 $\mu\text{g/l}$ en 1T.

Dans les cylindres 2E et 2T, les teneurs se maintiennent, en général, à un niveau inférieur à celui des deux autres cylindres. En 1967, les variations sont assez irrégulières; les maximums se placent à la fin de l'hiver et au début du printemps, ils ne dépassent pas 300 $\mu\text{g/l}$. En 1968, les plus hautes valeurs se situent normalement pendant la belle saison. En 2E, on observe alors des valeurs comparables à celles trouvées dans les cylindres 1; le maximum atteint 866 $\mu\text{g/l}$.

Discussion

Comme pour le fer, certaines des teneurs en manganèse rencontrées dans les cylindres 1E, 1T et 2E sont considérables pour des eaux de surface. La comparaison avec les valeurs rapportées par Hutchinson (1957) montrent que les concentrations extrêmes observées dans les cylindres sont les plus élevées qui aient été citées : 1300 $\mu\text{g/l}$ en février 1967, 2400 $\mu\text{g/l}$ en avril 1967, 1950 $\mu\text{g/l}$ en août 1968 dans le cylindre 1T; 866 $\mu\text{g/l}$ en juillet 1968 dans le cylindre 2E, contre 850 $\mu\text{g/l}$ dans les lacs suédois (Lohammar, 1938). Feuillade (1966) et Kjensmo (1965) ont trouvé des valeurs du même ordre : 1540 $\mu\text{g/l}$, mais en profondeur, dans les couches profondes des lacs stratifiés.

Dans l'hypolimnion des lacs, comme l'a montré Einsele (1940), en raison de sa plus grande solubilité, le manganèse apparaît sous forme manganeuse avant le fer ferreux; puis, au fur et à mesure qu'avance la période de stratification, se manifeste un gain de la concentration en fer; le rapport Fe/Mn augmente. L'évolution durant l'été 1967, dans le cylindre 1T, ne semble pas conforme à ce que rapporte Einsele. En effet, au cours de cette période, les concentrations en fer sont très élevées, par contre, les teneurs en manganèse sont particulièrement faibles pour ce cylindre. C'est, notamment, le cas en août où le rapport Fe/Mn s'élève à 1000, ce qui est exceptionnel. D'après Feuillade (1966), ce rapport, faible dans l'ensemble, oscille, le plus souvent, entre 4,2 et 1,3, mais peut aller jusqu'à 80. Pour essayer d'expliquer ce comportement paradoxal du manganèse, on peut envisager deux hypothèses : soit qu'il se trouve engagé sous forme de complexe (la méthode de dosage utilisé n'ayant pu le détecter), soit, qu'il ait

sédimenté, ce qui serait anormal puisqu'il y a du fer. En effet, suivant les données antérieures, quand il y a du fer, il y a du manganèse; de plus, ce dernier tend, en général, à rester dans l'eau en plus grande quantité que le fer. Au cours de l'année 1968, l'évolution du manganèse suit, dans l'ensemble, celle du fer : les hautes teneurs en fer et en manganèse apparaissent aux mêmes périodes.

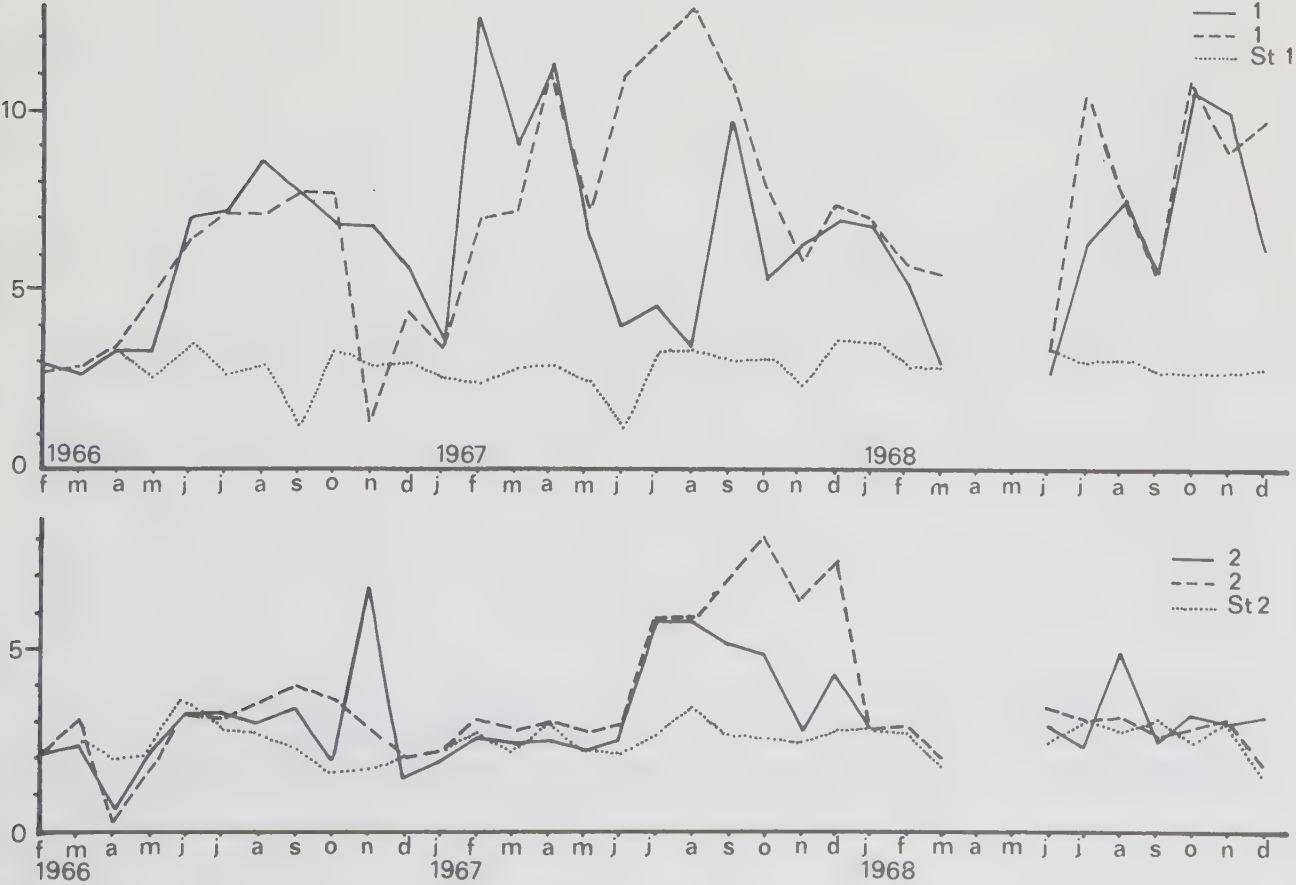
13 . LE CALCIUM

En 1966, dans les deux cylindres placés à la station 1, les teneurs en calcium ont une évolution parallèle. Une augmentation brutale se produit au début de l'été : les valeurs doublent de mai à juin. Cette augmentation est également constatée pour la plupart des autres ions dosés, à l'exception des sulfates et des phosphates. Le calcium atteint son maximum au mois d'août en 1E (8,5 mg/l), à la fin de l'été, début de l'automne en 1T (7,8 mg/l). En novembre, ce dernier cylindre se caractérise par une brusque diminution du calcium coïncidant avec une baisse du fer, du sodium, du magnésium, du manganèse, du potassium, de l'alcalinité, et une augmentation des sulfates et des phosphates. En 1967, dans les deux cylindres, les cycles du calcium sont comparables jusqu'au mois de mai. Toutefois, il faut signaler l'augmentation considérable survenue en février dans le cylindre expérimental (de 3,5 à 12,5 mg/l). Cette augmentation également observée pour le fer, la silice, l'alcalinité et le chlore, avait été, elle-même, précédée en janvier par celle du manganèse et du magnésium. Puis, à la fin du printemps, les teneurs en calcium diminuent; les valeurs relativement basses recueillies au mois d'août peuvent, peut-être, s'expliquer en partie par la formation de carbonate de calcium très peu soluble. En septembre, les concentrations se relèvent brusquement. A l'inverse de ce qui se passe en 1E, le cylindre témoin 1T voit ses teneurs en calcium s'élever régulièrement du mois de mai au mois d'août. Le maximum enregistré à cette date (12,8 mg/l) coïncide avec celui du fer. A partir du mois de septembre, les courbes du calcium dans les deux cylindres redeviennent parallèles, les concentrations étant légèrement plus élevées en 1T. En 1968, les variations du calcium suivent la même évolution; les valeurs maximales, supérieures à 10 mg/l, apparaissent en été et en automne. On remarque, à nouveau, que la diminution importante du calcium enregistrée en août et septembre dans le cylindre 1T, accompagne une baisse du fer et coïncide avec une augmentation des sulfates.

Dans les cylindres 2E et 2T, pendant presque toute l'année 1966, le cycle du calcium se différencie peu de celui observé à la station 2; les valeurs recueillies sont très voisines, sauf au mois de novembre. A cette époque, la teneur s'élève brusquement en 2E. Cette augmentation marque également, non seulement le cycle du fer, mais aussi celui du potassium, du manganèse, du magnésium, du sodium et de l'alcalinité. La première moitié de 1967 voit les valeurs recueillies dans les

TABLEAU N° 38 - *CALCIUM* (en Ca mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
IE	1966		2,8	2,5	3,3	3,2	6,9	7,2	8,5	7,7	6,7	6,7	5,5
	1967	3,5	12,5	8,9	11,3	6,9	4,0	4,5	3,5	9,6	5,3	6,3	7,0
	1968	6,8	5,2	3,0			2,8	6,3	7,5	5,6	10,6	10,0	6,2
1T	1966		2,6	2,8	3,4	3,2	6,2	7,1	7,1	7,7	7,7	1,3	4,4
	1967	3,4	6,9	7,1	11,2	7,2	10,8	12,0	12,8	10,8	7,9	5,9	7,4
	1968	7,0	5,7	5,4			3,3	10,5	7,7	5,7	10,8	9,0	9,8
2E	1966		2,2	2,5	0,7	2,2	3,3	3,3	3,0	3,4	2,0	6,7	1,5
	1967	2,0	2,6	2,4	2,5	2,2	2,5	5,7	5,8	5,2	4,8	2,8	4,3
	1968	2,8					2,9	2,3	4,8	2,5	3,2	3,0	2,9
2T	1966		2,2	3,1	0,4	1,8	3,3	3,2	3,6	4,0	3,6	3,0	2,0
	1967	2,2	3,1	2,8	3,0	2,7	2,9	5,7	5,7	6,8	8,0	6,3	7,3
	1968	2,7	2,8	1,9			3,3	3,1	3,0	2,5	2,6	2,9	1,7



cylindres, avoisiner celles obtenues à la station 2. Au mois de juillet, dans les deux cylindres, les teneurs augmentent brusquement, presque du simple au double. Dans le cylindre expérimental, le maximum s'élève à 5,8 mg/l en août, puis les valeurs régressent lentement. En 2T, les concentrations en calcium demeurent relativement élevées jusqu'en décembre, le maximum se plaçant en octobre (8 mg/l). Cette même année, la plus haute valeur ne dépasse pas 3,28 mg/l dans l'eau environnante. Dans le cylindre 2E, l'augmentation survenue en juillet est associée à celle du fer, du potassium, du sodium, du magnésium, du chlore, de l'alcalinité, du pH, et suit la diminution des sulfates constatée dès le mois de juin. De même, l'accroissement progressif observé dans le cylindre témoin se produit également pour la plupart des autres facteurs étudiés, en particulier le fer, le sodium et l'alcalinité, et il coïncide avec de basses concentrations en sulfates. En 1968, dans le cylindre expérimental, la teneur en calcium ne se révèle nettement supérieure à celle obtenue à la station 2 qu'au mois d'août, ceci résultant peut-être d'une précipitation due à la formation de carbonate de calcium. Cette même année, le cylindre 2T ne présente aucune modification notable par rapport à l'étang, par suite de l'accident précédemment signalé.

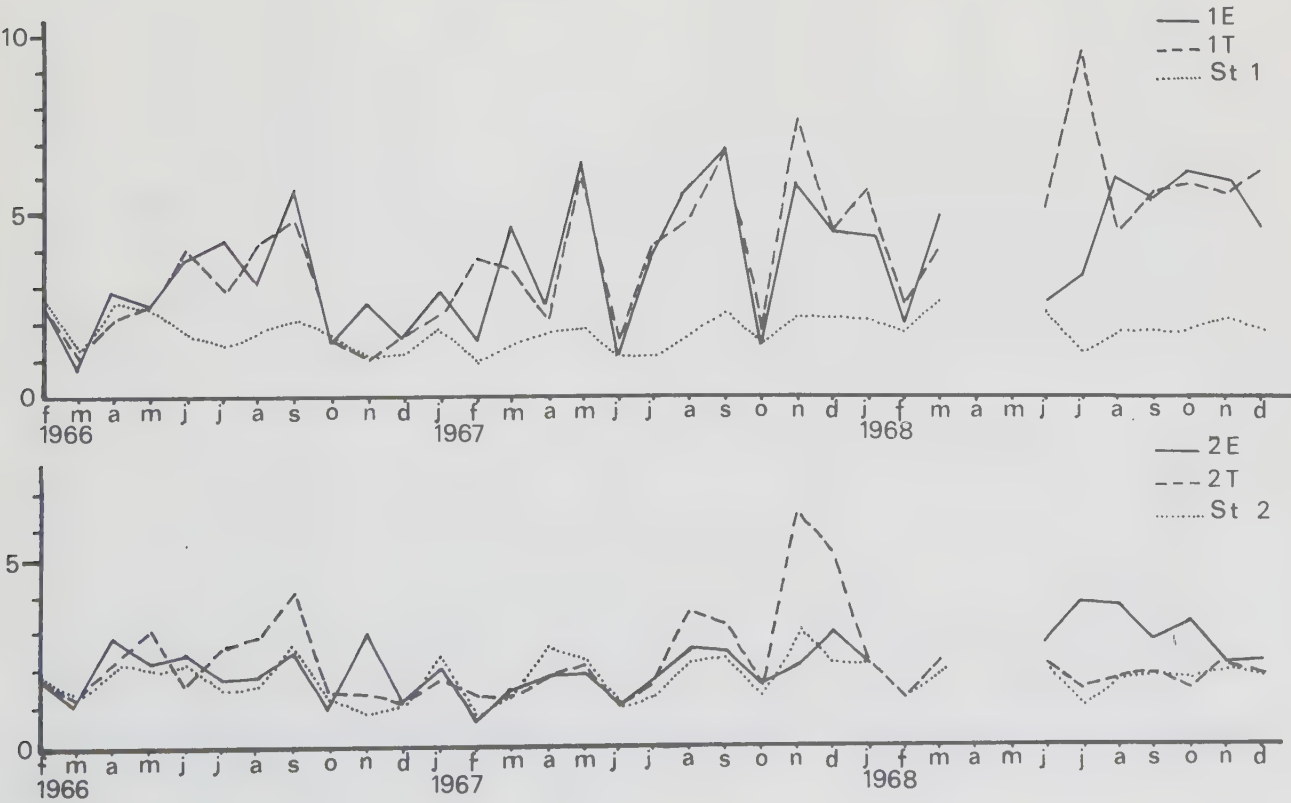
14 . LE MAGNESIUM

Jusqu'au mois de mai 1966, les concentrations dans les cylindres 1E et 1T et l'eau environnante ne montrent aucune différence notable. A partir du mois de juin, il n'en est plus de même : en 1E et 1T, le magnésium augmente brusquement; la teneur passe de 2,5 mg/l à 3,8 mg/l dans le premier, et à 4,8 mg/l dans le second. Les maximums se situent en septembre; ils s'élèvent à 5,6 mg/l dans le cylindre expérimental, et à 4,8 mg/l dans le cylindre témoin; à la station 1, au cours de l'année, la teneur ne dépasse jamais 2,3 mg/l. En octobre, une diminution brutale se produit dans les deux cylindres; la concentration en magnésium retombe au niveau de celle rencontrée dans l'étang. La remontée constatée au mois de novembre en 1E accompagne une augmentation des quantités de fer, manganèse, sodium, silice, et de l'alcalinité. En 1967, à partir du mois de mars, les variations du magnésium sont analogues dans les deux cylindres et les valeurs recueillies sont très voisines. Les courbes se caractérisent par trois maximums (mars, septembre et novembre) et par deux minimums bien marqués (juin et octobre). Les plus hautes valeurs atteignent 6,8 mg/l dans le cylindre 1E, et 7,6 mg/l en 1T; les minimums descendent jusqu'aux valeurs rencontrées à l'époque dans l'eau de l'étang. En 1968, le magnésium subit, à nouveau, une évolution comparable dans les deux cylindres; toutefois, le maximum enregistré en 1T (9,4 mg/l) est beaucoup plus élevé que celui observé en 1E (6 mg/l).

Dans les cylindres 2E et 2T, le cycle du magnésium se révèle assez peu différent de celui qui existe dans l'étang; toutefois, les maximums en 2E et 2T sont plus élevés que ceux observés en eau libre.

TABLEAU N° 39 - MAGNESIUM (en Mg mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		2,70	0,80	2,84	2,56	3,80	4,32	3,24	5,60	1,58	2,60	1,80
	1967	2,90	1,60	4,60	2,60	6,40	1,00	3,84	5,60	6,80	1,40	5,84	4,40
	1968	4,40	2,00	4,90			2,60	3,30	6,08	5,48	6,05	5,90	4,60
1T	1966		2,70	1,18	2,12	2,54	4,00	2,88	4,20	4,84	1,58	1,08	1,65
	1967	2,20	3,80	3,40	2,10	6,10	1,45	4,10	5,00	6,80	1,70	7,60	4,60
	1968	5,70	2,50	4,10			5,20	9,48	4,60	5,60	5,80	5,60	6,12
2E	1966		1,90	1,18	2,80	2,16	2,40	1,72	1,84	2,56	1,16	3,00	1,15
	1967	2,00	0,60	1,40	1,80	1,80	1,00	1,70	2,50	2,40	1,40	2,10	2,90
	1968	2,00					2,70	3,80	3,70	2,66	3,20	2,10	1,92
2T	1966		1,80	1,30	2,34	3,10	1,64	2,56	3,00	4,12	1,44	1,40	1,15
	1967	2,70	1,30	1,20	1,81	2,00	0,90	1,60	3,60	3,04	1,40	6,20	5,20
	1968	2,10	1,28	2,10			3,50	0,90	1,80	1,80	1,80	2,10	1,80



Les plus grands écarts entre les cylindres et l'eau environnante se produisent à des périodes où les augmentations constatées ne concernent pas uniquement le magnésium, mais aussi la plupart des autres facteurs étudiés.

15 . LE SODIUM

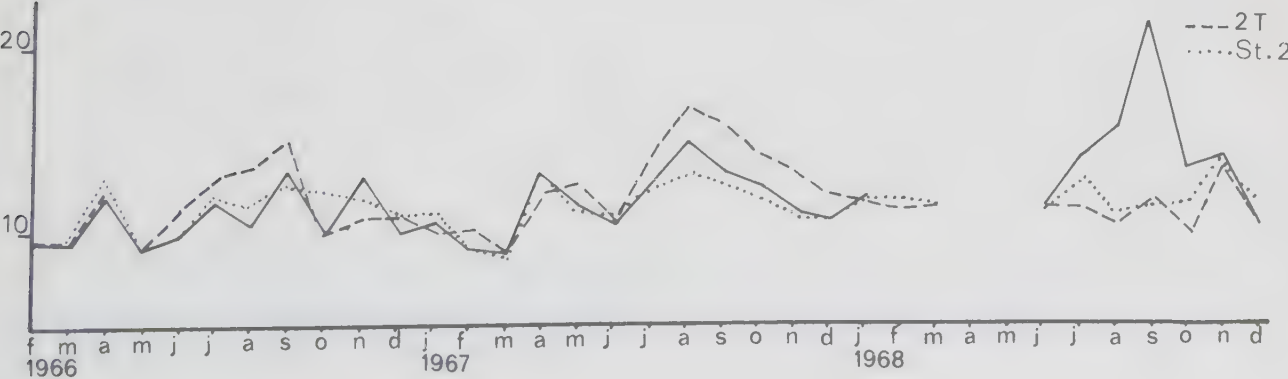
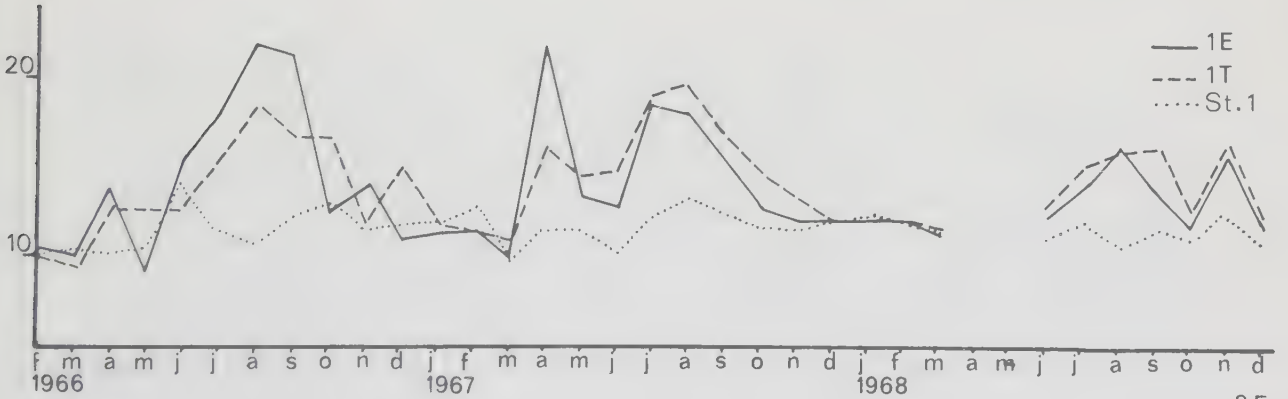
Dans le cylindre expérimental 1E, le cycle du sodium est régulier. En 1966 et 1967, l'augmentation survenue au mois d'avril est suivie d'une chute à la fin du printemps. A partir du mois de juin, les concentrations en sodium s'élèvent à nouveau, et peuvent atteindre des valeurs dépassant 20 mg/l. Les valeurs maximales se placent, soit à la fin : 21,7 mg/l en 1966, soit au début de l'été : 18,4 mg/l en 1967. En octobre, le sodium revient aux valeurs habituelles rencontrées dans l'étang. Celles-ci se prolongent, en général, jusqu'à la fin de l'hiver. Pendant l'été 1968, des teneurs élevées apparaissent à nouveau; elles sont, toutefois, moindres que les années précédentes (maximum : 16,3 mg/l). Dans le cylindre témoin, le sodium présente un cycle analogue à celui constaté dans le cylindre 1E. Pendant les trois années, les courbes restent pratiquement parallèles et sont même presque confondues en 1968.

Dans les deux cylindres de la station 2, on observe le même cycle annuel que dans les cylindres 1E et 1T. Au cours des deux premières années, les concentrations en sodium sont légèrement plus élevées dans le cylindre témoin, avec une seule exception notable : novembre 1966. En effet, à cette époque, la teneur en sodium du cylindre expérimental est nettement supérieure; cette augmentation relativement importante (3 mg/l) coïncide avec un accroissement considérable des teneurs en fer, et aussi, beaucoup plus faible, de celles du potassium, du manganèse, du calcium, du magnésium et des matières organiques. Pendant l'été 1968, des hautes teneurs en sodium s'installent de juillet à novembre, dans le même cylindre. En septembre, le maximum atteint 21,6 mg/l, teneur qui avoisine les plus hautes valeurs rencontrées en 1E et 1T au cours des années 1966 et 1967.

Dans les cylindres, surtout 1E et 1T, mais également 2E, en 1968, on constate une nette augmentation de la teneur en sodium par rapport à l'eau environnante. A la station, la moyenne annuelle ne dépasse pas 11,6 mg/l, or, elle atteint 14,1 mg/l en 1E et 14,7 mg/l en 1T. A la station 2, en 1968, cette moyenne avoisine 11,8 mg/l, et elle est de 14,1 mg/l en 2E. Cet enrichissement, comme l'a montré l'étude des autres facteurs, n'est pas particulier au sodium; il résulte également des processus d'oxydo-réduction qui ont lieu au niveau de la vase. Les augmentations du sodium précèdent, accompagnent ou suivent l'accroissement des concentrations d'autres ions, en particulier, du fer. Les différences entre les divers corps étudiés proviennent de la plus ou moins grande rapidité avec laquelle ils quittent la vase, mais aussi de leur pouvoir à rester plus ou moins longtemps en solution dans l'eau.

TABLEAU N° 40 - SODIUM (en Na mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		10,5	10,1	13,7	9,2	15,5	17,9	21,7	20,8	12,5	14,0	11,0
	1967	11,4	11,5	10,1	21,9	13,5	12,8	18,4	18,0	15,5	12,8	12,1	12,1
	1968	12,2	12,2	11,5			12,3	14,2	16,3	14,0	12,0	15,8	12,0
1T	1966		10,0	9,5	12,5	12,5	12,7	15,5	18,3	16,7	16,7	12,0	15,0
	1967	12,0	11,5	10,8	16,1	14,5	15,0	19,2	20,0	17,0	15,2	13,5	12,2
	1968	12,2	12,2	11,7			13,1	15,5	16,3	16,3	12,8	16,7	12,7
2E	1966		9,5	9,7	12,1	9,0	10,0	11,7	10,3	13,4	10,0	13,0	10,1
	1967	10,5	9,2	8,6	13,0	11,5	10,4	12,8	15,0	13,3	12,5	11,2	10,7
	1968	11,9					11,5	14,2	15,8	21,6	13,5	14,0	10,3
2T	1966		9,5	9,7	12,0	9,0	11,5	13,1	13,7	15,0	9,8	11,0	11,0
	1967	10,0	10,1	8,9	12,2	12,7	10,7	14,2	16,5	16,0	14,5	13,5	12,2
	1968	11,7	11,5	11,5			11,7	11,4	10,4	11,8	10,0	13,5	10,5



16 . LE POTASSIUM

Rappelons que chacun des cylindres expérimentaux reçut , d'abord tous les mois (1966), puis deux fois par mois (1967 et 1968), un apport de 5,5 mg/l de potassium sous forme de nitrate de potassium.

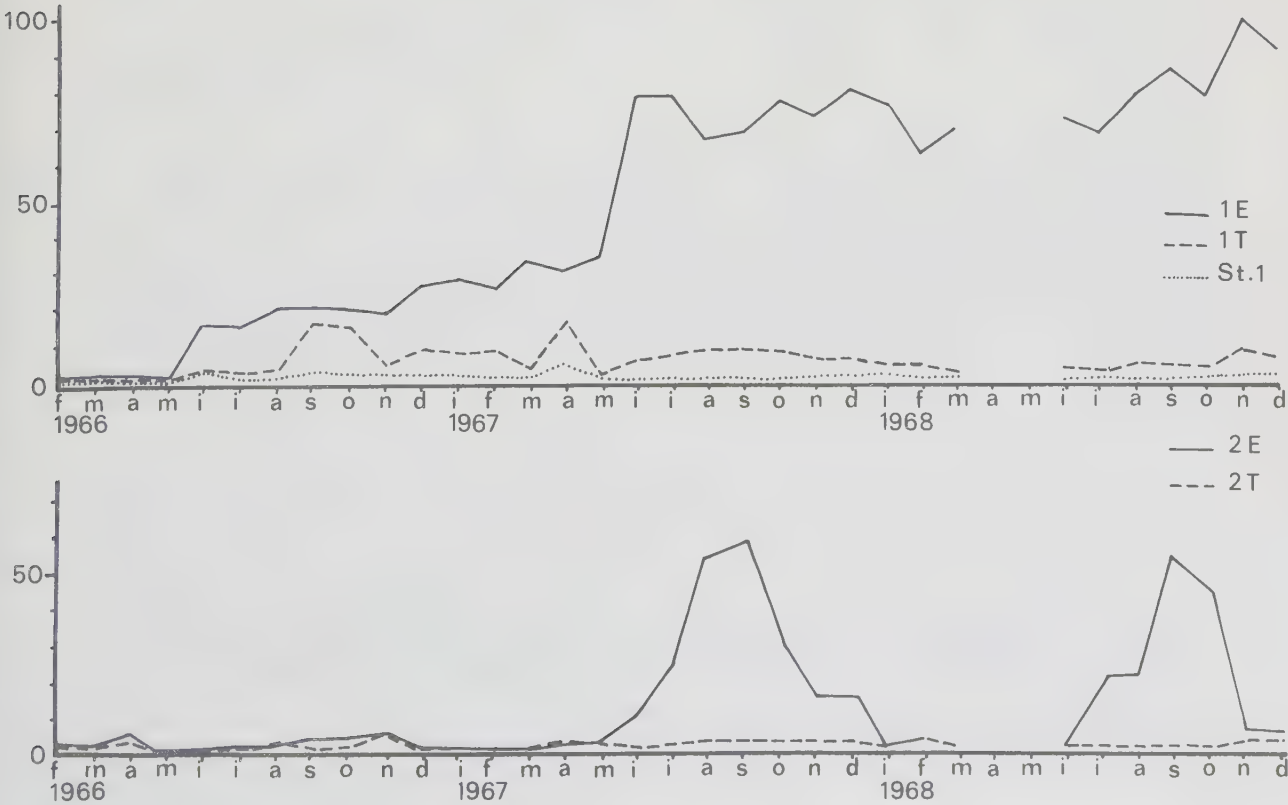
Dans le cylindre 1E, au cours des quatre premiers mois de l'expérience, le potassium ajouté disparaît entre deux additions. Au mois de juin s'opère une libération importante à partir de la vase, puisque la teneur passe de 1,6 mg/l à 16,5 mg/l. La plus grande partie du potassium introduit jusqu'alors dans ce cylindre se retrouve donc dans l'eau. Pendant l'été et l'automne, les concentrations varient peu : les quantités ajoutées semblent correspondre aux possibilités d'adsorption de la vase dans l'intervalle compris entre deux additions. Il faut attendre le mois de décembre pour voir une nouvelle augmentation importante du potassium qui coïncide avec une diminution brutale des teneurs en sulfates, et suit une élévation très rapide, mais momentanée, du taux de fer en novembre. En 1967, 11 mg/l au lieu de 5,5 mg/l sont ajoutés mensuellement; cet apport ne modifie pas les concentrations en potassium rencontrées dans ce cylindre jusqu'au mois de mai : il y a donc, en principe, ou simple adsorption, ou équilibre entre les échanges vase-eau et eau-vase. Au mois de juin (début de l'été), la teneur passe soudainement de 35 mg/l à 80 mg/l. De ce mois, et jusqu'à la fin de l'expérience, la concentration en potassium reste supérieure à 70 mg/l. Le maximum s'élève à 102 mg/l en novembre 1968.

Dans le cylindre 2E, pendant toute la première année, l'adjonction de potassium n'a aucune répercussion sur les quantités de potassium trouvées dans l'eau. Au début de l'été 1967, une importante élévation de la teneur, coïncidant avec une diminution des sulfates et une augmentation du fer, est constatée pour la première fois. La concentration en potassium dans le cylindre 2E dépasse alors, largement, celle rencontrée dans l'étang et le cylindre 2T. En juin et juillet, on retrouve les quantités de potassium ajoutées dans l'eau. Pendant cette période, il semble donc que les échanges dans le sens vase-eau soient stoppés. Au mois d'août, une libération importante du potassium se produit, les échanges dans le sens vase-eau prédominent. A partir du mois de septembre il n'en est plus de même; pendant l'automne, les teneurs baissent progressivement et, au mois de janvier 1968, on retrouve des concentrations analogues à celles observées dans l'étang. Par la suite, les additions de potassium et les dosages sont interrompus pendant quatre mois et ne sont repris qu'en juin. Durant l'été, on constate le même phénomène qu'en août 1967 : une partie importante du potassium accumulé dans la vase est libéré. Les échanges dans le sens vase-eau prédominent nettement.

Dans le cylindre 1T, en 1966, les teneurs en potassium restent faibles jusqu'à la fin de l'été. Le mois de septembre se caractérise par une augmentation brutale de la concentration en potassium qui passe

TABLEAU N° 41 - POTASSIUM (en K mg/l)

mois		J.	F.	M.	A.	M.	J.	J.	A.	S.	O.	N.	D.
1E	1966		2,0	3,1	3,1	1,6	16,5	17,6	21,0	22,5	21,0	20,5	27,5
	1967	29,0	26,0	34,0	31,0	35,0	80,0	80,4	68,0	70,0	78,0	75,0	82,0
	1968	78,0	64,0	70,0			74,0	70,0	80,0	88,0	80,0	102,0	94,0
1T	1966		2,1	2,2	1,7	1,9	4,5	2,7	3,8	17,5	16,7	6,0	10,1
	1967	9,0	8,2	4,5	17,3	2,6	6,4	8,2	9,8	9,8	8,7	6,2	6,4
	1968	5,0	4,0	3,0			4,1	3,8	5,6	5,0	4,2	9,6	7,5
2E	1966		1,5	2,2	5,9	1,3	1,4	2,3	1,9	3,8	4,2	6,0	1,5
	1967	1,5	1,7	1,3	2,3	2,3	10,2	24,0	56,0	59,0	30,0	15,0	14,5
	1968	1,6					2,6	19,0	21,0	54,0	45,0	5,8	3,1
2T	1966		1,4	2,6	3,0	1,5	1,6	1,7	2,7	1,8	2,0	5,0	2,3
	1967	1,5	1,8	1,5	2,9	2,3	1,4	2,2	3,1	3,0	3,0	2,7	2,9
	1968	1,6	3,1	1,7			1,8	1,4	1,7	2,2	1,9	2,9	2,3



de 3,8 à 17,5 mg/l, et cette haute valeur se prolonge jusqu'en octobre. L'apparition soudaine de ces teneurs exceptionnelles pour ce cylindre, si elles s'étaient renouvelées, pourrait peut-être s'expliquer par une migration latérale de l'ion K^+ , les cylindres 1E et 1T se trouvant côte à côte; mais, par la suite, le potassium n'atteint jamais ce niveau. Le début de 1967 est marqué par de fortes teneurs en potassium; c'est également le cas pour le fer et le manganèse, tandis que les taux de sulfates diminuent. La fin de l'hiver et le début du printemps voient le déclin du potassium. Puis les taux se relèvent à nouveau: le maximum se situe à la fin de l'été (9,8 mg/l) et coïncide avec des concentrations élevées en fer, calcium, magnésium, silice. Pendant l'automne 1967 et l'hiver 1968, le potassium diminue progressivement. Au cours de l'été 1968, les valeurs recueillies ne dépassent pas 5,6 mg/l; le maximum se place en novembre (9,6 mg/l).

Le cylindre 2T ne présente que des différences minimales avec l'étang; les augmentations constatées ont lieu, toutefois, au même moment que celles de la plupart des éléments étudiés.

Discussion

Dans l'ensemble, la libération du potassium à partir de la vase, notamment en 1E et 2E, coïncide avec de basses concentrations en sulfates, indiquant des phénomènes de réduction au niveau de la vase. En outre, les plus fortes teneurs en potassium coexistent, le plus souvent, avec de fortes concentrations en fer, calcium, magnésium, sodium, matières organiques et même silice. Il semble donc que les processus déterminant les échanges dans le sens vase-eau soient les mêmes que ceux qui régissent l'évolution des corps cités ci-dessus. Toutefois, on ne peut affirmer que tout échange dans le sens eau-vase soit supprimé quand existe une microzone réductrice; en effet, l'évolution de cette microzone n'a pu être suivie dans le temps avec assez de précision. De plus, à partir de 1967, comme l'apport de potassium est fréquent et assez important, il peut se produire un phénomène d'accumulation, les quantités de potassium introduites pouvant dépasser les possibilités d'adsorption de la vase, tout au moins pendant la période qui s'écoule entre deux additions.

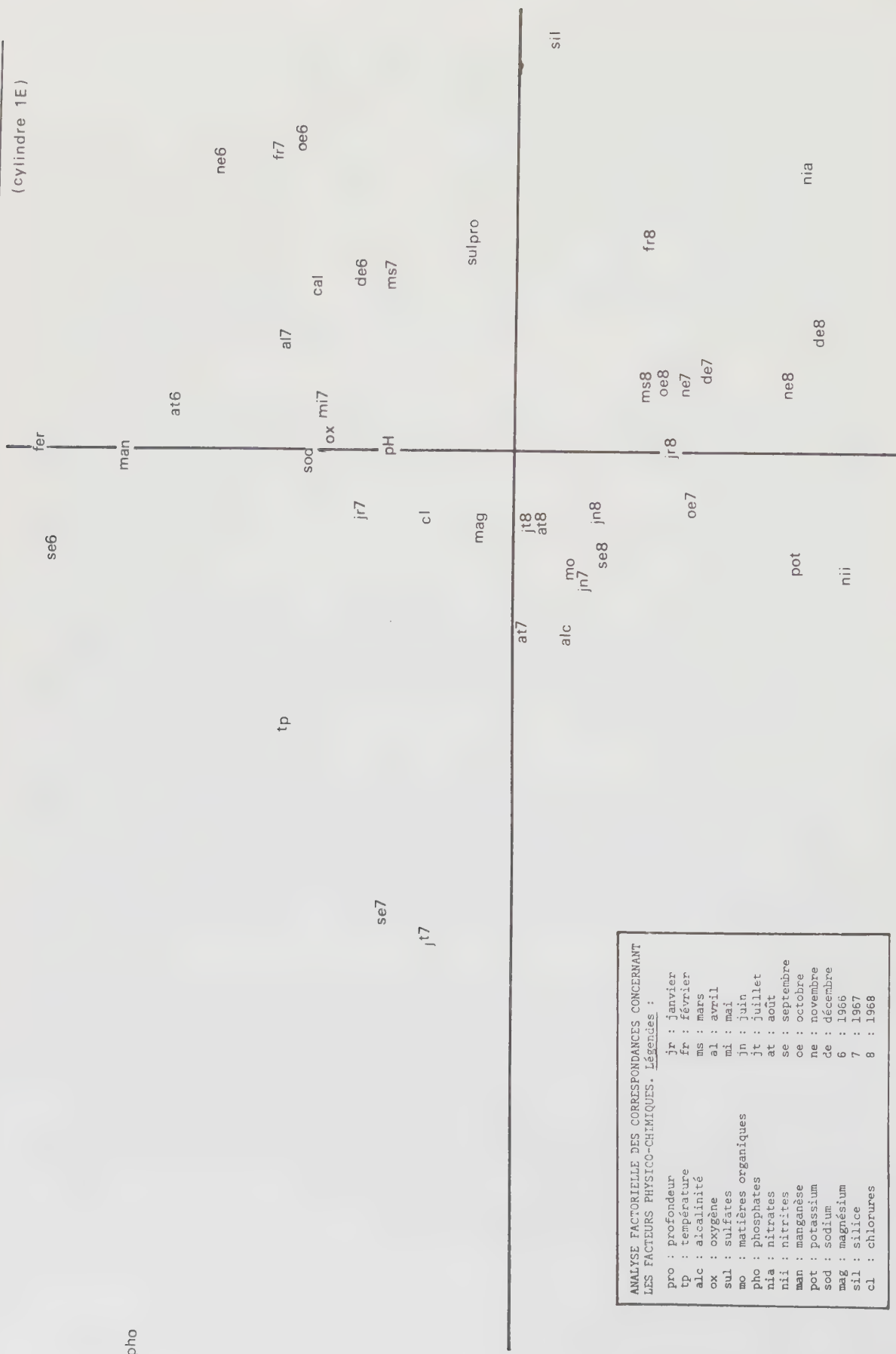
17 . ESSAI DE SYNTHÈSE DES RESULTATS ET CONCLUSION

Comme pour les stations en eau libre, l'analyse factorielle des correspondances a été utilisée pour essayer d'obtenir une représentation synthétique des résultats recueillis dans les différents cylindres.

Le graphique n° 6 donne les résultats obtenus pour le cylindre 1E. L'analyse classique a montré que la plupart des facteurs étudiés varient dans des proportions considérables, ce qui se traduit, sur le graphique par l'absence de groupements vraiment caractéristiques et une grande dispersion des paramètres et des mois considérés. Trois groupements de mois, dont la position est souvent déterminée par différents facteurs, peuvent se distinguer. Les mois d'automne 1967 et les mois de l'hiver 1968 constituent le groupement principal. Leur position sur le graphique s'explique par leurs fortes concentrations en azote nitrique et nitreux, en potassium, mais aussi en silice. Les mois de juin et août 1967 et ceux de l'été 1968 forment le second groupement; ils s'individualisent par de hautes valeurs de l'alcalinité et des matières organiques. Les mois de juillet et septembre 1967 se détachent de ce second groupement car ils sont surtout marqués par de très hautes teneurs en phosphates (maximums pour le cylindre 1E); ils se placent donc, sur le graphique, à proximité du paramètre phosphates (PHO). Un troisième groupement se dessine en haut et à droite du graphique; il réunit octobre, novembre et décembre 1966, février et mars 1967. Les teneurs relativement faibles en potassium, et même en azote nitrique, observées pendant ces mois, expliquent leur éloignement du groupement des mois de l'automne 1967 et de l'hiver 1968. Ce groupement rend compte de la différence de rythme dans les apports de nitrate de potassium qui sépare l'année 1966 des deux autres années et qui se répercute sur les concentrations en azote nitrique et en potassium. D'autres facteurs, comme le manganèse, le fer, la silice, les sulfates, interviennent également, mais à un degré moindre, pour déterminer la position de ces mois. La présence du calcium au voisinage de cet ensemble est sans doute due aux fortes valeurs enregistrées pour cet élément en février, mars et avril 1967; par contre, les raisons de sa proximité du mois de décembre 1966 demeurent inconnues.

Certains mois sont marqués préférentiellement par un ou deux facteurs qui se placent à l'écart de tout groupement. Ainsi, le mois de janvier 1967 se trouve, d'une part attiré par le manganèse dont la concentration est exceptionnelle pour l'époque, d'autre part, rejeté du côté des mois d'été par la faible profondeur observée alors dans le cylindre 1E. De même, septembre 1966, marqué par le maximum du fer, se place au voisinage immédiat de ce facteur.

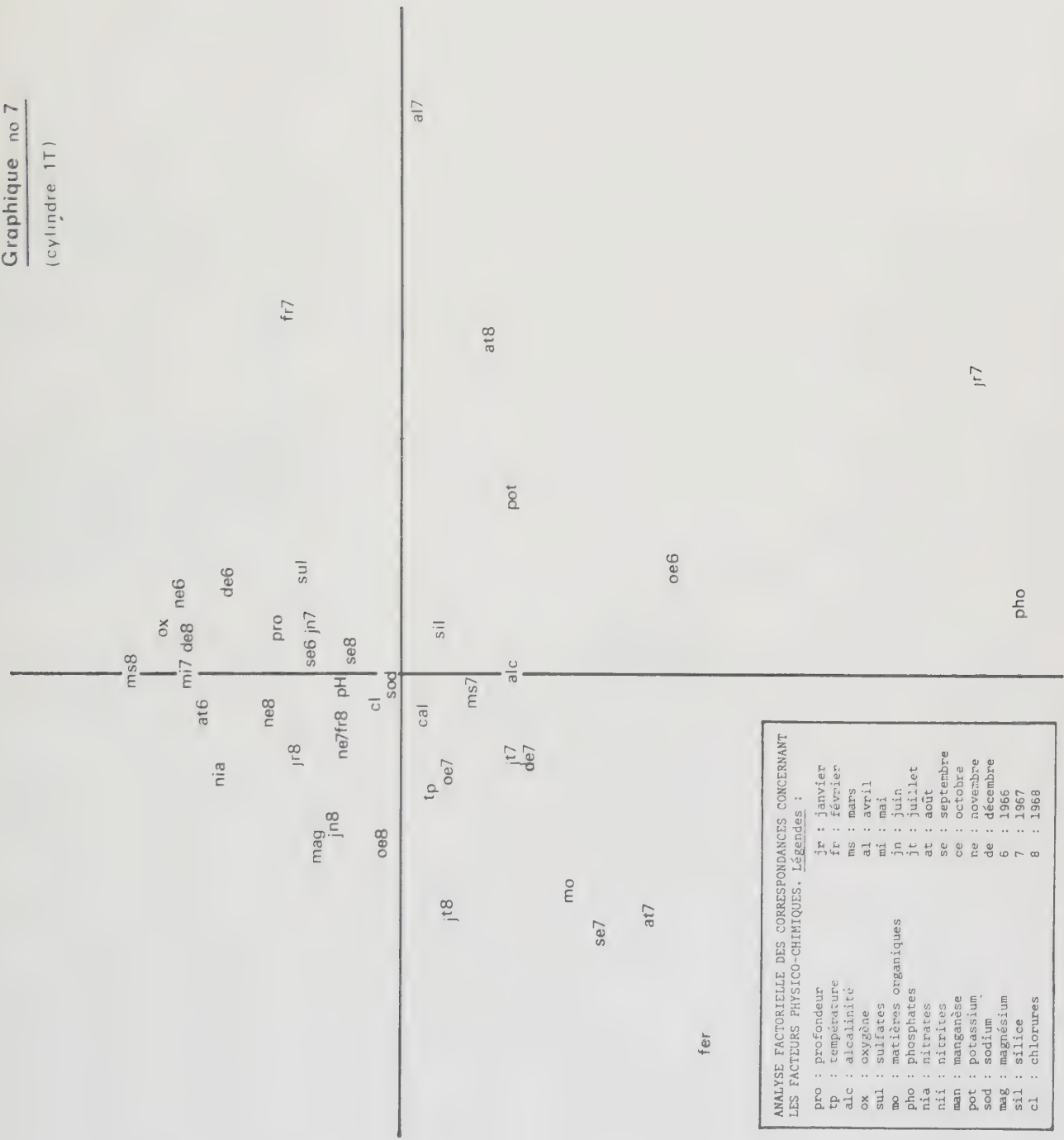
Le graphique n° 7 donne les résultats obtenus pour le cylindre 1T. Les variations considérables enregistrées dans la composition du milieu se traduisent par une grande dispersion des mois et des facteurs considérés. L'axe horizontal marque l'opposition entre le fer et manganèse, ce qui peut paraître inattendu, mais rend compte de ce qui s'est produit dans ce cylindre, en 1967. L'axe vertical est surtout influencé par les phosphates, ce qui détermine la position d'octobre 1966 (maximum des phosphates pour ce cylindre), mais aussi, en grande partie, de janvier 1967. Ce dernier mois s'individualise également par une forte teneur en manganèse; ce facteur attire également vers la droite du graphique les mois de février et avril 1967, et août 1968. Les mois de



ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES CONCERNANT
LES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES. Légendes :

pro : profondeur	jr : janvier
tp : température	fr : février
alc : alcalinité	ms : mars
ox : oxygène	al : avril
sul : sulfates	mi : mai
mo : matières organiques	jn : juin
pho : phosphates	jt : juillet
nia : nitrates	at : août
ni : nitrates	se : septembre
man : manganèse	ce : octobre
pot : potassium	ne : novembre
sod : sodium	de : décembre
mag : magnésium	6 : 1966
sil : silice	7 : 1967
cl : chlorures	8 : 1968

Graphique no 7
(cylindre 1T)

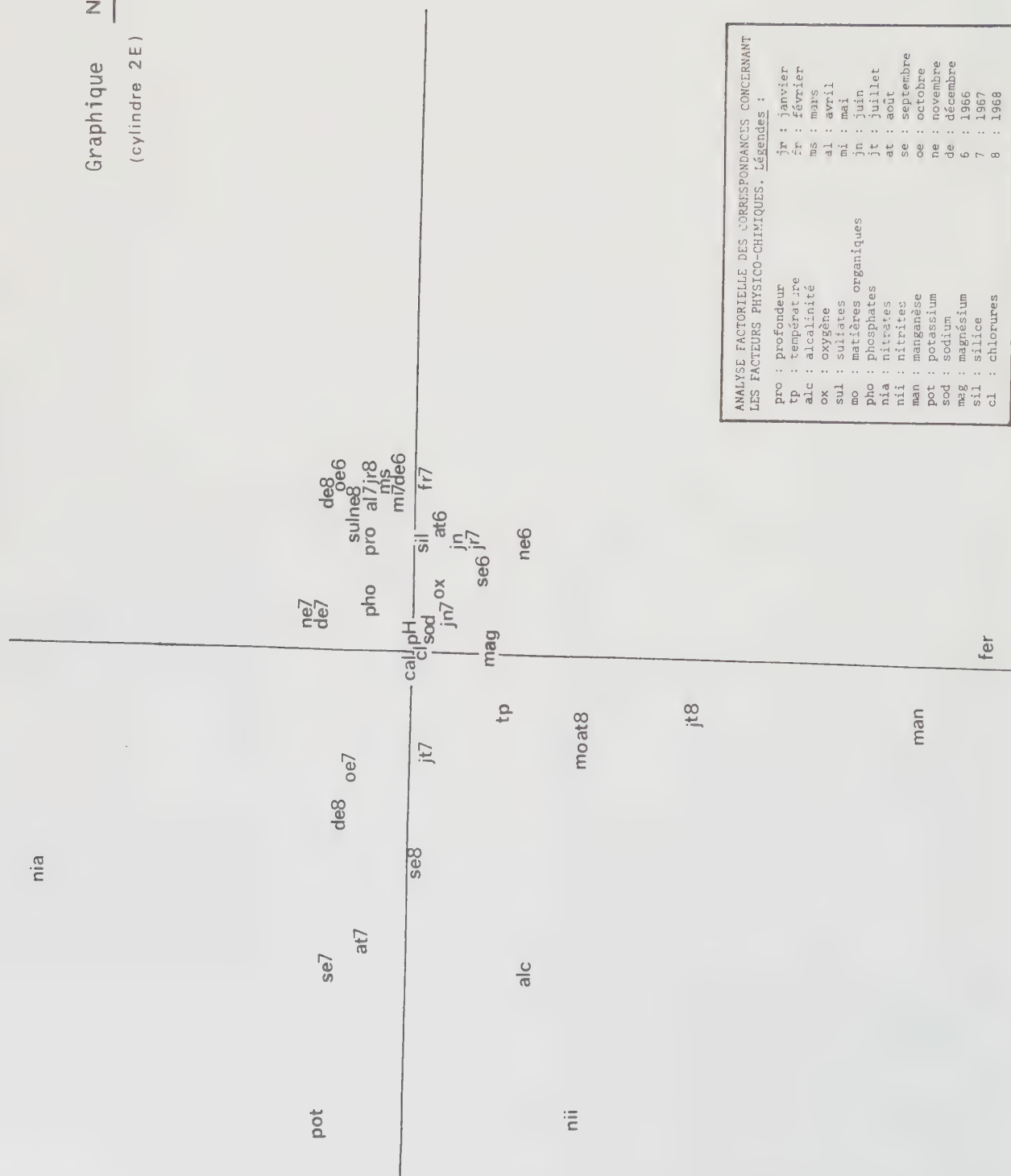


ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES CONCERNANT
LES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES. Légendes :

pro : profondeur	jr : janvier
tp : température	fr : février
alc : alcalinité	ms : mars
ox : oxygène	al : avril
sul : sulfates	mi : mai
mo : matières organiques	jn : juin
pho : phosphates	jt : juillet
nia : nitrates	at : août
nii : nitrites	se : septembre
man : manganèse	ce : octobre
pot : potassium	re : novembre
sod : sodium	de : décembre
mag : magnésium	6 : 1966
sil : silice	7 : 1967
cl : chlorures	8 : 1968

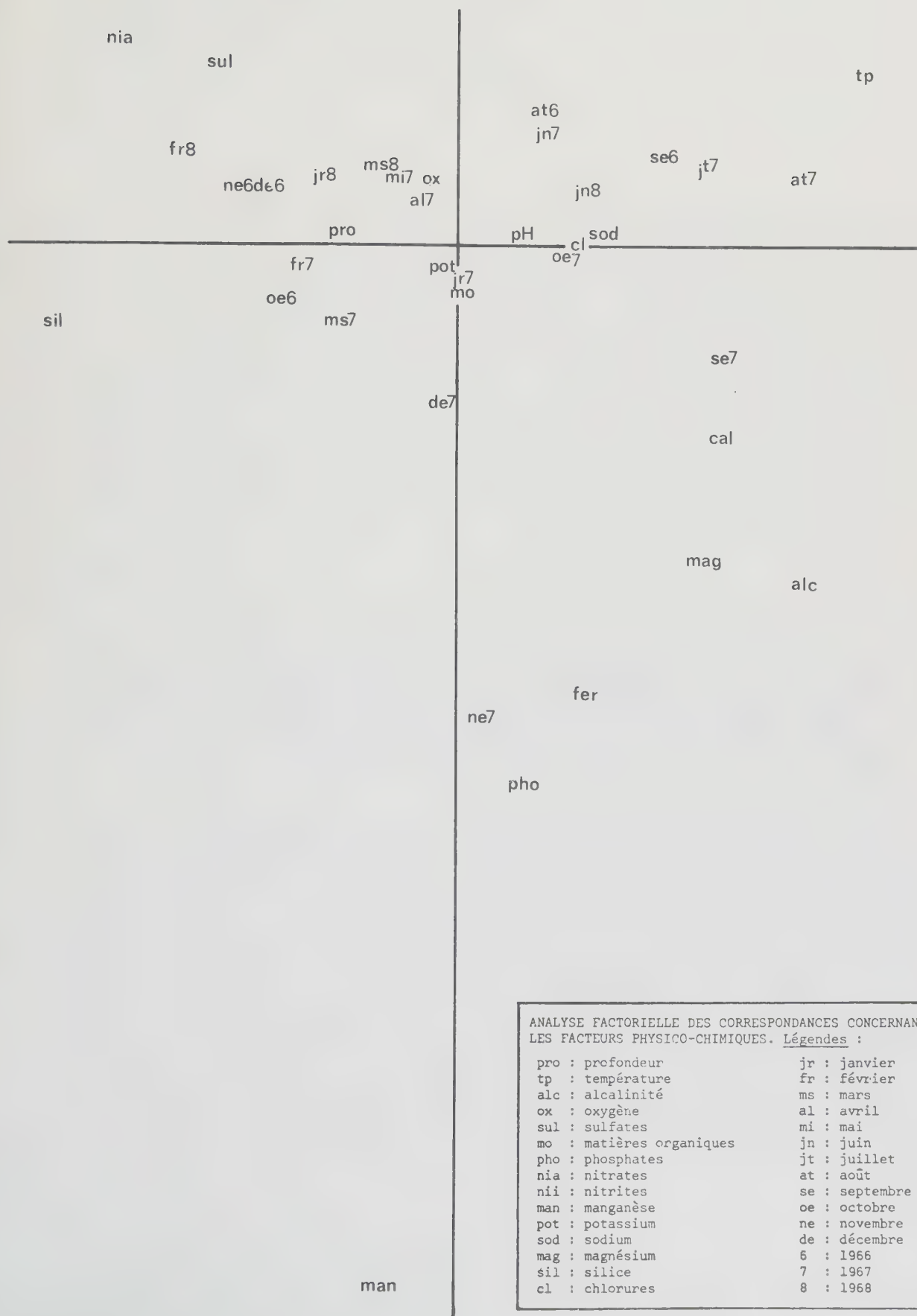
Graphique No 8

(cylindre 2 E)



Graphique No 9

(cylindre 2T)

ANALYSE FACTORIELLE DES CORRESPONDANCES CONCERNANT
LES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES. Légendes :

pro : profondeur	jr : janvier
tp : température	fr : février
alc : alcalinité	ms : mars
ox : oxygène	al : avril
sul : sulfates	mi : mai
mo : matières organiques	jn : juin
pho : phosphates	jt : juillet
nia : nitrates	at : août
nii : nitrites	se : septembre
man : manganèse	oe : octobre
pot : potassium	ne : novembre
sod : sodium	de : décembre
mag : magnésium	6 : 1966
sil : silice	7 : 1967
cl : chlorures	8 : 1968

juillet, août, septembre et décembre 1967, ainsi que juillet 1968 se caractérisent surtout par de fortes teneurs en fer et en matières organiques, ce qui se traduit, sur le graphique, par leur position au voisinage de ces deux facteurs. La position excentrée du potassium s'explique par les concentrations anormalement enregistrées en octobre 1966 et avril 1967 mais, par contre, se traduit par la forte teneur observée en septembre 1966.

Le graphique n° 8 donne les résultats obtenus pour le cylindre 2E. L'axe horizontal est surtout marqué par le potassium, les nitrites et l'alcalinité; par suite, tous les mois de la mauvaise saison, caractérisés par de faibles valeurs pour ces différents facteurs, se trouvent repoussés sur la partie droite du graphique. Les mois de novembre et décembre 1967 se placent légèrement en dehors de ce groupement; ils se distinguent, surtout, par de hautes teneurs en azote nitrique pour ce cylindre. La position des mois de juillet, août, septembre et octobre 1967, septembre et octobre 1968 est déterminée par de hautes valeurs en potassium, mais aussi de l'alcalinité et des nitrites. L'axe vertical marque l'opposition entre les nitrates d'un côté, le fer et le manganèse de l'autre. Les mois où de fortes teneurs ont été observées pour ces deux facteurs ont donc tendance à se placer au-dessous de l'axe horizontal, notamment novembre 1966, mais aussi juillet et août 1968, ce dernier mois étant également marqué par le maximum des matières organiques.

Le graphique n° 9 donne les résultats obtenus pour le cylindre 2T. L'axe horizontal marque l'opposition entre, d'un côté les mois d'hiver caractérisés par de plus fortes concentrations en silice, azote nitrique et sulfates et, de l'autre, les mois de la belle saison individualisés par de hautes températures. L'axe vertical est surtout influencé par le manganèse, les phosphates et le fer; il traduit l'augmentation des valeurs observées pour ces facteurs, mais aussi celles de l'alcalinité, du calcium et du magnésium en septembre, novembre et décembre 1967.

Les graphiques obtenus grâce à l'analyse factorielle des correspondances s'avèrent, en général, d'une interprétation assez difficile, étant donné la complexité des processus biologiques et chimiques mis en jeu. Ces graphiques ne rendent qu'imparfaitement compte de tous les mécanismes chimiques intervenant dans les cylindres. De plus, il n'a pas été possible d'introduire dans les données, les quelques résultats enregistrés pour l'oxygène au niveau de la vase, ce qui enlève, dès le départ, d'importantes informations au programme fourni à l'ordinateur. Dans les conditions dans lesquelles elle a été utilisée, cette méthode ne donne pas de renseignements supplémentaires par rapport à ceux qu'apporte l'analyse classique des résultats. Les autres axes extraits grâce à l'ordinateur s'avèrent inutiles et ne sont pas interprétés ici. Cette méthode demande, avant toute interprétation, une connaissance très approfondie des différents processus qui interviennent, or, cette connaissance ne peut être

apportée par l'analyse classique des résultats. Pour tout autre que le chercheur qui l'utilise, dans l'état actuel des connaissances, les graphiques obtenus risquent donc d'être d'une interprétation difficile. Cette méthode ayant donné des résultats satisfaisants dans l'étude des conditions physico-chimiques de l'étang, mais aussi dans d'autres cas (Savouré, 1969; Laurent, 1972; Fauillade, 1972), ne doit pas être pour autant abandonnée. Cependant, il est évident que les phénomènes biologiques impossibles à chiffrer, mais souvent responsables des variations de tel ou tel facteur, seront toujours difficiles à introduire dans le programme destiné à l'ordinateur.

Pour résumer cette étude des conditions physico-chimiques à l'intérieur de petites enceintes, en ce qui concerne la plupart des ions dosés sauf les sulfates, il faut noter un enrichissement de l'eau (surtout en $1E$ et $1T$) par rapport à celle de l'étang. C'est un phénomène analogue à celui observé par Mortimer (1941, 1942) dans l'hypolimnion du lac Esthwaite Water et dans un bac expérimental anaérobie. Il y a formation, dans les cylindres, à la partie supérieure de la vase, d'une microzone réductrice permettant le passage de certains anions et cations de la vase vers l'eau. Cette microzone s'établit, le plus souvent, à la belle saison, pendant une période variable selon la nature de la vase aux endroits où sont placés les cylindres, ce qui explique les différences pouvant exister entre ceux-ci du point de vue de la composition chimique de l'eau. Cette microzone réductrice ne peut s'établir dans l'étang. En effet, le brassage continu des eaux par les vents, associé à la faible profondeur, ne permet pas l'établissement d'une stratification stable comme dans la plupart des lacs et étangs plus profonds.

Cette étude a montré que des variations importantes interviennent dans la composition des micro-milieus isolés par de petites enceintes. On peut donc penser que les populations algales qui s'y développent subissent également des modifications, les unes dues aux nouvelles conditions ainsi créées, les autres liées à l'apport de nitrate de potassium dans les cylindres expérimentaux.

II . LA FLORE ALGALE DANS LES CYLINDRES.

Les cylindres, au moment où ils sont placés, isolent environ 80 litres d'eau. Dans ces micro-milieus, le nombre des espèces d'algues rencontrées au cours des trois années d'expérience s'avère très élevé (tableaux n° 42 et 43), parfois même supérieur à celui trouvé en eau libre (cylindre 2E en 1966). Une colonne d'eau de 30 cm environ de diamètre et 80 cm de hauteur, renferme potentiellement autant d'espèces d'algues que les stations en eau libre où, pourtant, les prélèvements se font à l'intérieur d'une aire de prospection beaucoup plus vaste. L'étude des facteurs physico-chimiques a montré que des modifications, autres que celles dues à l'apport de nitrate de potassium, pouvaient survenir dans la composition des milieux ainsi isolés. Par suite, les populations algales subissent des changements du point de vue qualitatif. Pour en avoir l'aperçu le plus complet, il est nécessaire d'étudier l'évolution des principaux groupes d'algues au cours des trois années d'expérience.

1 . LES CHLOROCOCCALES

Dans le cylindre 1E, le nombre des espèces identifiées diminue régulièrement de 1966 à 1968. Ainsi, à l'époque où les Chlorococcales ont leur maximum de développement, c'est à dire au début de l'été, on rencontre 15 espèces en 1966, 7 en 1967 et 4 en 1968. Le genre *Scenedesmus* représente, à lui seul, 13 espèces et 2 variétés sur les 35 déterminées au cours des trois années d'étude. *Scenedesmus armatus*, *S. oahuensis* et *S. tenuispina* sont particulièrement fréquents, en 1966 et 1967, à la fin du printemps et au début de l'été, *S. serratus* fo. *minor* et, de nouveau, *S. tenuispina*, en août 1968; *Pediastrum angulosum* var. *araneosum* et *P. duplex*, toujours présents en 1966, tendent à disparaître à partir de 1967. Les autres Chlorococcales rencontrées dans le cylindre 1E jouent un rôle tout à fait mineur dans la composition de la flore algale, et la plupart d'entre elles ne font que des apparitions fugitives.

Dans le cylindre 1T, on observe le même phénomène, mais plus accentué que dans le cylindre 1E. Dès la seconde année, la quasi-totalité des Chlorococcales disparaît ou ne subsiste qu'à l'état sporadique. En juillet 1966, on compte 16 espèces et 2 variétés, tandis qu'en 1967 et 1968 il n'en reste plus que 2. Dans le cylindre 1T, le genre *Scenedesmus* réunit, à lui seul, 14 espèces sur les 28 identifiées au cours des trois années.

TABLEAU N° 42

Evolution, au cours des trois années d'étude, du nombre d'espèces
de chaque grand groupe d'Algues et du nombre total d'espèces,
à la STATION 1 et dans les CYLINDRES 1E et 1T.

Grands groupes d'Algues		1	1E	1T	Grands groupes de Chlorophycées		1	1E	1T
CHLOROPHYCEES	1966	136	61	65	<i>VOLVOCALES</i>	1966	3	2	2
	1967	137	44	23		1967	4	1	2
	1968	125	25	12		1968	3	0	0
CHRYSTOPHYCEES	1966	15	10	5	<i>TETRASPORALES</i>	1966	3	3	2
	1967	9	1	4		1967	4	1	2
	1968	11	1	1		1968	3	1	0
XANTHOPHYCEES	1966	7	3	4	<i>CHLOROCOCCALES</i>	1966	45	26	21
	1967	8	2	2		1967	41	15	12
	1968	4	0	0		1968	39	10	8
DIATOMOPHYCEES	1966	123	115	137	<i>ULOTHIRICALES</i>	1966	6	5	0
	1967	132	127	135		1967	10	6	2
	1968	117	114	133		1968	4	0	0
PYRROPHYCEES	1966	5	3	1	<i>CHAETOPHORALES</i>	1966	7	5	4
	1967	5	0	3		1967	7	5	1
	1968	4	0	2		1968	5	1	2
EUGLENOPHYCEES	1966	11	12	11	<i>OEDOGONIALES</i>	1966	7	12	12
	1967	16	11	18		1967	7	5	0
	1968	12	11	11		1968	6	1	0
CYANOPHYCEES	1966	15	11	9	<i>ZYGNEMATALES</i>	1966	77	12	29
	1967	23	10	3		1967	75	19	9
	1968	15	2	3		1968	71	7	4
TOTAL des Algues	1966	312	210	231	Flore Algale sans les Diatomées	1966	189	95	94
	1967	330	160	187		1967	198	63	52
	1968	285	147	160		1968	168	33	27

TABLEAU N° 43

Evolution, au cours des trois années d'étude, du nombre d'espèces
de chaque grand groupe d'Algues et du nombre total d'espèces
à la STATION 2 et dans les CYLINDRES 2E et 2T.

Grands groupes d'Algues		2	2E	2T	Grands groupes de Chlorophycées		2	2E	2T
CHLOROPHYCEES	1966	128	124	94	<i>VOLVOCALES</i>	1966	3	4	2
	1967	167	122	113		1967	3	3	1
	1968	113	93	113		1968	1	6	1
CHRYSTOPHYCEES	1966	10	12	12	<i>TETRASPORALES</i>	1966	4	5	4
	1967	10	3	9		1967	4	5	2
	1968	7	4	9		1968	4	3	2
XANTHOPHYCEES	1966	7	8	8	<i>CHLOROCOCCALES</i>	1966	40	39	27
	1967	7	6	6		1967	45	39	33
	1968	6	7	6		1968	34	42	33
DIATOMOPHYCEES	1966	112	139	137	<i>ULOTHIRICALES</i>	1966	1	1	0
	1967	130	122	131		1967	3	1	1
	1968	118	116	131		1968	1	0	1
PYRROPHYCEES	1966	5	4	4	<i>CHAETOPHORALES</i>	1966	5	5	6
	1967	6	5	3		1967	5	5	5
	1968	4	1	3		1968	5	4	5
EUGLENOPHYCEES	1966	8	5	8	<i>OEDOGONIALES</i>	1966	5	7	6
	1967	13	5	14		1967	5	5	5
	1968	5	10	14		1968	0	2	7
CYANOPHYCEES	1966	18	16	17	<i>ZYGNEMATALES</i>	1966	70	63	59
	1967	26	16	18		1967	102	63	64
	1968	18	14	18		1968	68	36	
TOTAL des Algues	1966	288	308	280	Flore Algale sans les Diatomées	1966	176	169	143
	1967	359	279	294		1967	229	157	163
	1968	271	245	294		1968	153	129	163

Dans le cylindre 2E, au cours des trois années d'expérience, le nombre d'espèces de Chlorococcales (tableau n° 43) apparaît remarquablement constant. Le genre *Scenedesmus* en compte 21, dont quelques unes se développent particulièrement, mais à des époques différentes. Au début de la belle saison, *S. oahuensis* domine, puis, à la fin de l'été, début de l'automne, lui succède *S. serratus*. D'autres espèces, telles *S. acutiformis* et *S. microspina*, rares dans l'étang, peuvent prospérer pendant des périodes limitées (août 1967). Les *Pediastrum* observés dans l'étang sont souvent fréquents. Toutefois, il faut remarquer que *P. boryanum* n'est représenté que par la variété *longicorne*. La plupart des autres Chlorococcales, bien que souvent présentes, ne montrent jamais une croissance importante.

Dans le cylindre 2T, les Chlorococcales apparaissent à peine moins nombreuses que dans le cylindre 2E. Comme dans les autres cylindres, le genre *Scenedesmus* groupe le plus grand nombre d'espèces (16 espèces et 2 variétés). Toutefois, contrairement à ce qui a été observé dans le cylindre 2E, aucune espèce n'y prospère particulièrement. *Pediastrum angulosum* var. *araneosum*, *P. duplex*, *P. tetras* et la var. *tetraodon* se rencontrent régulièrement mais montrent un développement restreint.

Discussion

Dans les cylindres expérimentaux, les seules Chlorococcales dont la croissance semble être stimulée par le nitrate de potassium sont des espèces de *Scenedesmus*. Ces algues assimilent très bien les nitrates, ce qui confirme les observations de nombreux chercheurs. Elles peuvent même être utilisées dans les bassins de stabilisation pour l'épuration tertiaire des eaux (Kalisz et Suckeka, 1966). Toutefois, il faut noter que le développement des *Scenedesmus* cités précédemment s'avère moindre en 1E qu'en 2E ; on observe le même phénomène dans les cylindres témoins : en 2T, les *Scenedesmus* ont une croissance normale par rapport à celle observée dans l'étang ; en 1T, ils ont tendance à disparaître. Dans ce cylindre, les modifications survenues dans la composition du milieu concernent surtout le fer et le manganèse. Malgré leurs grandes facultés d'adaptation (Round, 1965), ces Chlorococcales se trouvent placées dans des conditions défavorables pour entrer en compétition avec d'autres algues comme les Euglènes, et sont éliminées. Par contre, les observations faites dans les deux cylindres expérimentaux montrent que, s'il y a apport de nitrate de potassium, les *Scenedesmus* peuvent supporter de très hautes teneurs en fer (jusqu'à 9 mg/l), et en manganèse (jusqu'à 0,8 mg/l).

2. LES CHAETOPHORALES

Dans le cylindre 1E, les Chaetophorales jouent un rôle important dans la flore algale en deux occasions. En 1967, pendant une très courte période limitée à la seconde moitié du mois de juin, *Chaetophora*

elegans apparaît en très grande quantité. En 1968, en juin et juillet, *Stigeoclonium helveticum* constitue une véritable fleur d'eau, puis, à partir du mois d'août, disparaît progressivement. Dans le cylindre 1T, pendant la première partie de l'été 1968, ces deux espèces se montrent relativement fréquentes sous la fleur d'eau à Euglènes.

Discussion

La croissance de *Chaetophora elegans* et *Stigeoclonium helveticum* ne semble pas liée à l'apport de nitrate de potassium, bien que ces algues soient plus abondantes en 1E. *Chaetophora elegans* se rencontre dans des eaux très diverses, des plus oligotrophes aux plus saumâtres (Messikommer, 1949 ; Margalef, 1952 ; Quennerstedt, 1955 ; Symoens, 1960). Dans les conditions de l'expérience, on l'observe aussi bien en présence de traces que de fortes concentrations en azote nitrique (2,8 mg/l). Cette algue supporte bien des teneurs très élevées en potassium (80 mg/l), fer (22 mg/l) et manganèse (0,140 mg/l).

L'écologie de *Stigeoclonium helveticum* est encore très mal connue malgré les travaux de Vischer (1933) sur cette espèce. Dans les conditions de l'expérience, de faibles teneurs en nitrates suffisent à sa croissance. Selon Nurul Islam (1963), le genre *Stigeoclonium* peut tolérer un haut degré de pollution; occasionnellement, des ions toxiques peuvent être présents en quantités suffisantes pour inhiber la croissance ou tuer d'autres algues filamenteuses telles *Cladophora*, *Oedogonium*, alors que le genre *Stigeoclonium* peut survivre ou tolérer très bien la toxicité. La présence de *Stigeoclonium helveticum* en 1E et 1T confirme cette faculté d'adaptation du genre, tout au moins en ce qui concerne le fer (22 mg/l) et le manganèse (0,290 mg/l). On peut également noter, au moment du maximum de croissance de cette algue, l'absence d'*Oedogonium* ; ceux-ci ne recommencent à se développer à nouveau quelque peu qu'au moment où *Stigeoclonium helveticum* disparaît. Toutefois, il est impossible de mettre en évidence une quelconque toxicité du milieu à l'égard des *Oedogonium*.

3 . LES OEDOGONIALES

22 espèces d'Oedogoniales ont pu être identifiées dans les cylindres. 9 d'entre elles n'ont jamais donné de fructifications dans l'étang et n'ont pu y être signalées.

Dans le cylindre 1E, en 1966, les *Oedogonium* prospèrent remarquablement de juin à septembre. Les fructifications fréquentes permettent d'identifier 6 espèces. En 1967, la quasi totalité des *Oedogonium* dispa-

rait ; seul, *O. gunnii* se montre florissant pendant une courte période (mai et juin) et produit de nombreuses fructifications. En 1968, jusqu'au mois d'octobre, le genre *Oedogonium* ne subsiste que par quelques filaments. En 1966, le genre *Bulbochaete*, représenté par 6 espèces, connaît un développement important de mai à août. L'année suivante, seul *B. rectangularis* se maintient quelque peu; en 1968, ce genre manque totalement en 1E.

Dans le cylindre 1T, en 1966, les Oedogoniales, aussi bien *Bulbochaete* que *Oedogonium* se montrent florissants de mai à août, 12 espèces ont pu être identifiées. En 1967, 2 espèces d'*Oedogonium*, aux cellules entourées d'une gaine ferrugineuse, apparaissent en grande quantité au mois de mai. Par la suite, et ce jusqu'à la fin de l'expérience, le genre *Oedogonium*, quoique encore souvent fréquent, joue un rôle mineur dans la composition de la flore algale du cylindre 1T. Quant au genre *Bulbochaete*, dès 1967, il disparaît totalement.

Dans le cylindre 2E, les deux premières années, les Oedogoniales (9 espèces), principalement représentées par le genre *Oedogonium*, dominent la population algale de ce cylindre pendant toute la belle saison. Les mois de septembre et octobre 1966 se caractérisent par l'apparition massive d'une seule espèce : *Oedogonium aster*. En 1968, l'abondante flore à *Oedogonium plurisp.* du mois de juin disparaît en juillet.

Dans le cylindre 2T, 13 espèces d'Oedogoniales ont été identifiées. Le genre *Oedogonium* en compte, à lui seul, 12 espèces, dont le maximum de développement se situe entre les mois de mai et juillet; par la suite, les *Oedogonium* semblent souvent étouffés par la croissance des Cyanophycées, ce qui n'a jamais été observé en 2E.

Discussion

Il convient d'abord de signaler que, quand il y a reproduction sexuée, les espèces produisent des fructifications bien plus nombreuses dans les cylindres qu'en eau libre. Peut-être est-ce là, notamment en 1966, un effet de la compétition entre les algues ayant des besoins écologiques voisins mais se développant au même moment, dans un espace restreint. Un phénomène analogue a déjà été observé dans une mare (Le Cohu, 1967 a).

Les Oedogoniales se développent en abondance dans tous les cylindres, tout au moins tant que des modifications importantes n'interviennent pas dans la composition de ces milieux isolés. C'est pourquoi il est difficile d'attribuer le développement massif d'*Oedogonium aster*, dans le cylindre 2E en septembre 1966, à l'apport de nitrate de potassium. Par contre, en 1E, on peut penser que, seule l'addition du fertilisant rend

possible, pendant les mois de mai et juin 1967 (teneur en azote nitrique de 2,5 mg/l), la croissance d'*Oedogonium gunnii*. Il s'agit là, sans doute, d'une espèce très tolérante, à qui l'absence de compétition, avec d'autres espèces du même genre, permet de proliférer. Dans les conditions de l'expérience, il convient également de signaler les différences entre l'évolution du genre *Bulbochaete* et du genre *Oedogonium*. Les espèces du premier disparaissent dès que les teneurs en fer (4 mg/l) et en manganèse (0,200 mg/l) s'élèvent; par contre, dans les mêmes conditions, quelques espèces d'*Oedogonium* peuvent subsister et avoir un développement normal. Malheureusement, notamment dans le cylindre 1T, elles n'ont pu être identifiées. Les espèces présentes de *Bulbochaete*, sauf peut-être, *B. rectangularis*, ne supportent pas de très grandes variations du milieu où elles vivent.

Le potassium ne semble avoir aucune influence sur la croissance des Oedogoniales; en effet, dans le cylindre 2E, leur développement est aussi important en présence de faibles teneurs (3 mg/l en 1966) que de concentrations très élevées (60 mg/l).

Dans le cylindre 2T, l'abondance de certaines Cyanophycées semble étouffer la croissance des *Oedogonium*; cette coïncidence suggère que les premières ne sont pas étrangères à la disparition des seconds. On peut envisager deux hypothèses : soit que les *Oedogonium* ne sont pas compétitifs pour la nourriture avec les Cyanophycées, soit que ces dernières secrètent dans le milieu des substances inhibant la croissance des *Oedogonium* (Lefèvre, Jakob et Nisbet, 1952 ; Fogg, 1965).

4 . LES ZYGNEATALES

En 1966, dans le cylindre 1E, le printemps se caractérise par une importante population de *Spirogyra plurisp.* A la fin de l'été, une seule espèce réapparaît ainsi qu'au début du printemps de l'année suivante. Dès 1966, un petit nombre d'espèces, surtout par rapport à la station 1, représente les Desmidiacées. La plupart d'entre elles n'ont qu'un développement sporadique et ne sont observées qu'une ou deux fois l'an. 2 espèces font exception : *Cosmarium impressulum* et *C. meneghinii*. A certaines époques, elles se révèlent particulièrement abondantes. (Il faut également souligner le cas de *Closterium braunii* qui, relativement fréquent en 1966, disparaît totalement par la suite.)

Dans le cylindre 1T, au printemps 1966, on observe également une importante population de Spirogyres (4 espèces identifiées). Par la suite, et ce jusqu'à l'arrêt des expériences, elles disparaissent totalement. Aucune espèce de Desmidiacée, au cours des trois années d'étude, ne montre un développement digne d'être noté. On observe le même phénomène que pour les Chlorococcales : la diminution d'année en année du

nombre des espèces rencontrées (29 en 1966, 9 en 1967 et 4 en 1968). La dernière année, seule une espèce de *Mougeotia* non identifiée est relativement abondante. *Closterium braunii*, assez fréquent comme en 1E la première année, disparaît également par la suite.

Dans le cylindre 2E, le nombre des Zygnématales se montre remarquablement constant pendant les deux premières années : 63 espèces, appartenant surtout à la famille des Desmidiacées. Par contre, en 1968, ce chiffre tombe à 33. En 1966 et 1967, la quasi totalité des espèces rencontrées à la station 2 se retrouve dans ce cylindre. Dans l'ensemble, ce sont les *Cosmarium* qui ont le plus grand développement, en particulier *Cosmarium blyttii* var. *novae-sylvae*, *C. humile*, *C. meneghinii*, *C. pygmaeum* et *C. impressulum*. Il faut noter aussi, à certaines époques, la fréquence plus grande que dans le cylindre témoin, de *Staurastrum polymorphum* et *S. tetracerum*. Au mois de juillet 1968, un changement important intervient dans la composition de la flore algale de ce cylindre. La plupart des Desmidiacées disparaissent ou végètent; par contre, une espèce de *Mougeotia* se développe en abondance.

Dans le cylindre 2T, la population de Zygnématales, représentée essentiellement par des Desmidiacées, manifeste également une grande stabilité. Comme dans le cylindre expérimental, les *Cosmarium* dominent par leur nombre et leur variété, en particulier *Cosmarium blyttii* var. *novae-sylvae*, *C. humile*, *C. difficile* var. *sublaeve* et, parfois, *C. impressulum*.

Discussion

En 1966, dans les cylindres placés à la station 1, ce qui frappe de prime abord, c'est la pauvreté en espèces des Desmidiacées par rapport à l'eau libre. Un phénomène d'hétéroantagonisme (Lefèvre, 1958) dû au développement massif des Spirogyres se trouve, peut-être, à l'origine de la raréfaction des représentants de cette famille, tout au moins jusqu'au début de l'été. Dans le cylindre 1E, on peut penser qu'au cours de la première année, ce phénomène atténue l'influence possible du fertilisant sur l'ensemble des Zygnématales; cependant, l'addition de nitrate de potassium rend sans doute possible le développement observé pour une seule espèce de Spirogyre à la fin de l'été 1966 et au début du printemps 1967. Par ailleurs, dans les conditions de l'expérience, *Cosmarium impressulum* et *C. meneghinii* sont les deux seules espèces de Desmidiacées qui semblent répondre favorablement à la présence de teneurs en azote nitrique relativement élevées.

Dans le cylindre 2E, en 1966 et 1967, l'addition de nitrate de potassium n'entraîne aucun changement qualitatif de la flore algale; les mêmes espèces se retrouvent dans le cylindre témoin et l'eau libre. Toutefois, il faut noter que les *Cosmarium* et les *Staurastrum* cités précédemment, sont plus abondants en 2E qu'en 2T.

Les Desmidiacées se rencontrent, en général, dans des eaux à pH acide et à faible alcalinité. La raréfaction des espèces de cette famille en 1E et 1T pourrait peut-être s'expliquer par l'augmentation considérable observée pour ces deux facteurs. Il ne semble pas possible de tirer cette conclusion si l'on considère le fait qu'en 1967, dans le cylindre 2E, des pH élevés (supérieurs à 8) et une forte alcalinité (1,09 meq/l HCO_3) n'ont en rien affecté le développement de la population de Desmidiacées. Ceci confirme, d'ailleurs, les observations de Talling et Talling (1965).

Dans le cadre de cette expérience, on constate également que de fortes concentrations en fer coïncident, en général, avec une diminution du nombre des Desmidiacées, et ceci, particulièrement dans le cylindre 2E, en juillet 1968. Pourtant, il ne semble pas que de très fortes teneurs en fer soient directement responsables de la disparition des représentants de cette famille, Louis et Alvoet (1969) ayant constaté que les maximums pour les Desmidiacées peuvent coïncider avec des maximums du fer (de l'ordre de 10 mg/l). Le manganèse ne semble pas, non plus, avoir d'effet toxique si l'on se réfère aux résultats de la station 4 où des concentrations de 0,690 mg/l n'ont aucun effet sur la population de Desmidiacées. Il faut donc envisager l'influence possible d'autres facteurs, peut-être l'hydrogène sulfureux, qui n'a pas été dosé au cours de cette expérience.

5 . LES CHRYSOPHYCÉES

Dans les cylindres 1E et 1T, les Chrysophycées, essentiellement les espèces épiphytes, ne connaissent un développement normal qu'en avril et mai 1966. Par la suite, elles disparaissent presque totalement.

Dans le cylindre 2E, en 1966, *Dinobryon cylindricum* en juin et *D. bavaricum* en juillet, montrent un développement comparable à celui observé dans l'étang. En 1967, on assiste encore à une légère croissance de *Dinobryon cylindricum* à la fin du printemps ; par contre, en 1968, cette espèce n'est plus représentée que par quelques individus. Quant à *Dinobryon bavaricum*, il disparaît totalement dès la seconde année. Si on considère l'ensemble de la population des Chrysophycées, on observe un phénomène analogue à celui constaté dans les cylindres placés à la station 1; le nombre d'espèces diminue d'année en année.

Dans le cylindre 2T, la population de Chrysophycées ne subit pratiquement pas de modifications d'une année sur l'autre .

Discussion

C'est un fait reconnu que la plupart des Chrysophycées (sauf *Synura uvella*) sont fragiles et résistent mal à des modifications importantes du milieu où elles vivent. Leur absence en 1E et 1T au cours des deux dernières années d'expérience, et en 2E à partir de juillet 1968, n'est donc pas étonnante. En 1966, la disparition des Chrysophycées, en particulier des *Dinobryon* en 1E et 1T et, en 1967, celle de *Dinobryon bavaricum* en 2E, coïncide avec une augmentation importante du pH et de l'alcalinité; ces deux facteurs, d'ailleurs intimement liés, peuvent avoir un effet néfaste sur la croissance des Chrysophycées présentes.

6 . LES DIATOMÉES

Dans les quatre cylindres, les populations de Diatomées montrent, au cours des trois années d'étude, une remarquable constance quant au nombre des espèces.

Dans les cylindres placés à la station 1, la flore diatomique est, le plus souvent, dominée par *Achnanthes plurisp.* (*A. minutissima* var. *cryptocephala* notamment) et *Fragilaria construens* et ses variétés. Les *Eunotia*, en particulier *E. lunaris* et *E. pectinalis* minor fo. *impressa*, et les *Gomphonema* (surtout *G. parvulum* var. *exilissima*) demeurent aussi nombreuses qu'en eau libre. Par contre, on observe une diminution du nombre des *Tabellaria* (en particulier *T. flocculosa*), de *Frustulia rhomboides* var. *saxonica* et de *Fragilaria constricta*. *Stenopterobia intermedia* disparaît rapidement. Quelques espèces, telles *Amphora ovalis* et *Cymbella naviculiformis*, en juin 1968 dans le cylindre 1E, montrent un développement inhabituel pendant de courtes périodes. *Nitzschia palea* prospère en 1E, mais surtout en 1T pendant les étés 1967 et 1968.

Dans les cylindres placés à la station 2, les populations de Diatomées demeurent sensiblement identiques à celles observées en eau libre. Toutefois, alors qu'en 1966 et 1967, *Surirella robusta* et *S. tenera* var. *nervosa* sont très fréquentes dans le cylindre expérimental, elles se raréfient en 1968. Cette même année, on note également l'abondance inhabituelle de *Nitzschia palea*.

Discussion

Dans les conditions de l'expérience, il est impossible de mettre en évidence une quelconque influence de l'azote nitrique ou du potassium sur les populations de Diatomées. Par contre, cette expérience montre que

la quasi-totalité des espèces présentes s'avère capable de s'adapter à de très fortes concentrations en fer et en manganèse, même si, pour certaines d'entre elles, leur croissance se trouve diminuée. Palmer (1959) a également constaté cette tolérance envers le fer pour *Eunotia* sp., *Gomphonema acuminatum*, *Pinnularia microstauron*, *P. subcapitata* var. *hilseana*, *Stauroneis phoenicenteron*, *Surirella linearis* et *Stenopterobia intermedia*. En ce qui concerne cette dernière espèce, l'observation de Palmer semble en contradiction avec ce qui a été constaté en 1E et 1T. Cependant, dans le cas présent, d'autres facteurs peuvent avoir un effet néfaste sur cette algue, notamment l'augmentation du pH et de l'alcalinité, ainsi que les fortes concentrations en manganèse observées dans les cylindres. En effet, *Stenopterobia intermedia* est connue comme préférant les eaux oligotrophes acides (Round, 1957). D'autres espèces, telles *Surirella robusta* et *S. tenera* var. *nervosa* semblent peu tolérantes à l'égard de très fortes concentrations en fer et en manganèse (cylindre 2E en 1968).

Le développement d'*Achnanthes minutissima* var. *cryptocephala* et de *Fragilaria construens* semble en contradiction avec les observations de certains auteurs (Fjordingstad, 1964 ; Venkateswarlu, 1970). Ces deux algues semblent très tolérantes et peuvent supporter, sans que leur croissance en soit affectée, de très fortes teneurs en fer (20 mg/l) et en manganèse (1,9 mg/l). On a pu remarquer les facultés d'adaptation de *Nitzschia scalaris*, considérée comme espèce saumâtre. Dans les cylindres 1E et 1T, elle est aussi fréquente qu'en eau libre. Par contre, le développement important de *Nitzschia palea* constaté en 1E et 1T, confirme l'écologie de cette espèce. Selon Niessen (1956), elle préfère les eaux contenant du fer à des concentrations allant de 1,5 à 6 mg/l. Dans les conditions de l'expérience, cette espèce ne paraît pas gênée par des teneurs en fer supérieures à 15 mg/l. D'ailleurs, Blum (1960) écrit : "*Nitzschia palea* est peut-être la plus résistante et la plus tolérante des Diatomées, forme eurytopique, euryhaline, eurythermique ..." Cette espèce est souvent utilisée comme indicateur de pollution, ce qui est sans doute une erreur, étant donné ses possibilités de croissance dans les milieux les plus variés.

7 . LES PYRROPHYCEES

Dans les cylindres 1E, 2E et 2T, les Pyrrophycees apparaissent comme des éléments très discrets de la flore algale. Par contre, dans le cylindre 1T, *Cryptomonas ovata* surtout, et *C. erosa* var. *reflexa* se révèlent fréquents à certaines époques. C'est le cas en 1967 au cours du printemps et de l'automne, et en 1968, en été et en automne.

Discussion

On n'observe aucun développement d'espèces de Pyrrophyces dans les cylindres 1E et 2E; dans les conditions de l'expérience, l'apport de nitrate de potassium se révèle inefficace.

Les *Cryptomonas* accompagnent souvent les Eugléniens (Pringsheim, 1956; Willen, 1961; Ruttner, 1963); leur présence dans le cylindre 1T n'est donc pas étonnante. Les auteurs précités soulignent que l'apparition des *Cryptomonas* est souvent associée à de faibles teneurs en oxygène. Nous verrons, dans la troisième partie de ce travail, que ces algues peuvent également se développer en abondance dans des eaux parfaitement oxygénées. En fait, *Cryptomonas ovata* et *C. erosa* sont deux espèces à très large valence écologique (Fjerdingsstad, 1965), ce qui permet leur développement par suite de l'absence de compétition dans des milieux dont les espèces les moins tolérantes ont disparu.

8 . LES EUGLENOPHYCEES

Dans les cylindres placés à la station 1, le développement souvent massif d'Euglénophycées constitue la marque distinctive de la flore algale.

Dans le cylindre 1E, les Euglénophycées sont, avec les Diatomées, un des rares grands groupes d'algues dont le nombre d'espèces demeure stable au cours des trois années d'étude. Elles forment souvent la majeure partie de la population algale non siliceuse. En 1966, les *Trachelomonas* (*T. acanthostoma* var. *minor*, *T. hispida* et *T. rugulosa*) deviennent particulièrement abondants au mois de septembre. En 1967, au mois de février, *T. acanthostoma* et *T. hispida* réapparaissent en grand nombre. Il faut ensuite attendre le mois de septembre pour observer la prépondérance des Euglénophycées dans la flore algale non siliceuse. *Colacium vesiculosum*, le plus souvent dans sa forme libre, prospère jusqu'en novembre. *Trachelomonas acanthostoma* var. *minor*, déjà abondant en septembre, domine pendant l'automne et l'hiver 1968. Au cours de cette période, il est souvent associé à *Trachelomonas hispida*, *T. rugulosa* et *T. volvocina*. En juin 1968, marqué par la fleur d'eau à *Stigeoclonium helveticum*, *Trachelomonas oblonga* et *T. hispida* se montrent particulièrement abondants; à partir du mois d'août, *Trachelomonas acanthostoma* var. *minor* les remplace. Cette espèce demeure florissante jusqu'à l'arrêt de l'expérience, accompagnée souvent, à partir du début de l'automne, par *Trachelomonas hispida* et *T. volvocina*. Dans le cylindre 1E, il faut remarquer la rareté des Euglènes.

Le cylindre 1T, à partir du mois de février 1967, se caractérise par une flore algale non siliceuse, constituée presque uniquement

par des Euglénophycées. Pendant l'été se développe une fleur d'eau à *Euglena granulata*, associée principalement à *E. pisciformis* et, à un degré moindre, à *E. viridis* et *E. sanguinea*. Sous cette fleur d'eau qui, par moments, forme une véritable croûte, on observe de nombreux *Trachelomonas* (en particulier, *T. hispida*), et, à certaines époques, de fréquents *Lepocinclis ovum*. Pendant l'automne et l'hiver, *Trachelomonas hispida*, parfois accompagné de *T. varians*, forme l'essentiel de la population algale non siliceuse.

Dans les cylindres 2E et 2T, les Euglénophycées n'ont jamais une densité de population comparable à celle constatée dans les cylindres de la station 1. Toutefois, il faut noter que, dans le cylindre expérimental, deux fois plus d'espèces que les années précédentes sont observées en 1968. A partir du mois de juillet, *Trachelomonas hispida* se rencontre fréquemment alors que, jusque là, il n'avait fait que des apparitions sporadiques. Dans le cylindre 2T se retrouvent, en général, les mêmes espèces qu'en eau libre. Cependant, pendant l'automne 1967, marqué par une augmentation de la teneur en fer, les *Trachelomonas* y sont beaucoup plus fréquents que d'habitude.

Discussion

Dans les cylindres 1E et 1T, la flore algale se caractérise par l'apparition souvent massive d'Euglénophycées; toutefois, il est remarquable de constater l'absence quasi totale d'Euglènes et, accessoirement, de *Lepocinclis ovum* dans le cylindre expérimental. De plus, il faut noter que, parmi les *Trachelomonas*, seul *T. hispida* se développe en abondance aussi bien en 1E qu'en 1T. L'apport de nitrate de potassium fait apparaître des différences dans le comportement des Euglénophycées. Il est connu que certains *Trachelomonas*, notamment *T. abrupta* et *T. pertyi*, ne peuvent pas utiliser les nitrates comme source d'azote (Provasoli, 1958). Cette expérience montre que cette observation ne peut être généralisée à toutes les espèces de ce genre. *Trachelomonas acanthostoma* var. *minor*, presque absent dans le cylindre témoin, prospère particulièrement en 1E, le plus souvent en présence de teneurs en azote nitrique supérieures à 1 mg/l : on peut donc supposer que cette forme d'azote favorise le développement de cette espèce, de même que celui de *T. rugulosa* et *T. volvocina*, mais à un degré moindre. Par contre *T. hispida* semble indifférent à la présence ou à l'absence de nitrates; cette espèce peut, sans doute, utiliser l'azote nitrique, mais s'avère également capable de tirer parti d'autres sources d'azote.

Les Euglènes présentent également une grande diversité dans leurs besoins en azote mais, pour les mêmes espèces, les auteurs ne sont pas toujours d'accord entre eux sur les formes d'azote utilisées. Ainsi, selon Myers et Cramer (1952) et Provasoli (1958), les Euglènes du groupe *gracilis*, dont font partie *Euglena pisciformis* et *E. granulata*, n'assimilent pas les nitrates; par contre, pour Dusì (1932), *Euglena gracilis*, même si elle

marque une préférence pour l'ammoniaque, voit quand même sa croissance stimulée par la présence d'azote nitrique. Dans les conditions de l'expérience, les Euglènes ne se développent en abondance que dans le cylindre témoin. L'apport de nitrates ne semble donc pas favoriser la croissance des espèces présentes, en particulier *E. granulata*, *E. pisciformis* et *E. viridis*, ce qui confirme les observations de Myers et Cramer, et Provasoli. Dans le cylindre 1T, l'azote ammoniacal n'a été détecté qu'en automne et en hiver ; pendant les mois chauds, l'azote ammoniacal fourni par la minéralisation représente, sans doute, la principale source d'azote pour les Euglènes, mais n'est pas décelable car utilisé au fur et à mesure de sa production. *Euglena pisciformis* constitue, peut-être, un cas particulier ; en culture, cette espèce tire uniquement profit de l'azote fourni par un milieu peptoné complexe (Dusi, 1932). Dans le cas présent, *E. pisciformis* utilise peut-être de l'azote d'origine organique.

L'écologie des Euglénophycées a déjà intéressé de nombreux chercheurs : Komarovskiy (1953), Rao (1953, 1955), Bamforth (1958), Zafar (1959, 1964), Singh (1960), Venkateswarlu (1969), Munawar (1970, 1972). Selon la plupart de ces auteurs, le développement des Euglénophycées dépend de la présence de hautes teneurs en matières organiques et en fer, ce qui semble généralement le cas dans le cylindre 1T pour les Euglènes. Une remarque s'impose, toutefois ; la fleur d'eau à *Euglena plurisp.* commence à se développer alors que les matières organiques ont un niveau comparable à celui de l'étang ; donc elles n'ont sans doute pas un rôle aussi important que le suggèrent les auteurs précités. Quant aux *Trachelomonas*, ils se développent tout à fait indépendamment des matières organiques, comme le montrent les diverses observations faites dans les cylindres, mais aussi à la station 4 ; par contre, les populations importantes se trouvent toujours associées à de fortes concentrations en fer.

D'autres facteurs, en particulier l'oxygène, les phosphates et la température, sont signalés comme pouvant intervenir également dans la croissance des Euglénophycées. Les *Trachelomonas* se rencontrent fréquemment dans les eaux désoxygénées (Ruttner, 1963; Round, 1965; Moss, 1969). Dans les cylindres, les espèces de ce genre donnent fréquemment de petites fleurs d'eau en présence de concentrations en oxygène relativement élevées (supérieures à 10 mg/l) ; l'oxygène n'intervient donc pas directement dans la croissance de ces organismes. Munawar (1972), après avoir observé d'importantes populations d'Euglénophycées, souligne que, puisque de faibles teneurs en oxygène permettent souvent la libération de phosphates, ceux-ci peuvent favoriser le développement de ces algues. Dans le cas présent, cette hypothèse ne semble pas justifiée. Des températures supérieures à 25° ont été données comme permettant la croissance optimale de certains *Trachelomonas* (Zafar, 1959; Munawar, 1972) ; dans les cylindres, *T. acanthostoma* var. *minor*, *T. hispida*, *T. varians*, *T. rugulosa* et *T. volvocina* se développent aussi bien, et peut-être mieux, en hiver qu'en été (température avoisinant 5°).

Les Euglénophycées se développent souvent en grandes quantités

dans les étangs et rivières pollués, aussi servent-ils fréquemment d'indicateurs de pollution. Ainsi, Fjerdingstad (1964), donnant une classification des différents degrés de pollution des rivières, décrit-il une zone polysaprobe caractérisée par une colonie d'organismes où domine *Euglena viridis*. De même, Lackey (1941, 1942) affirme qu' *Euglena pisciformis* prospère surtout dans les rivières polluées. Selon Round (1957), les espèces indicatrices de pollution dans les rivières ne peuvent être considérées *ipso-facto* comme indicatrices de conditions similaires dans les lacs et les étangs, les algues n'ayant pas nécessairement les mêmes besoins nutritifs dans tous les habitats. Le développement d' *Euglena pisciformis* et *E. viridis* dans le cylindre 1T confirmerait donc cette hypothèse, mais, à mon avis, ce n'est pas le cas. Ces algues ont, sans doute, les mêmes besoins nutritifs dans tous les habitats; des conditions semblables peuvent se créer, soit naturellement, soit par suite de pollution, déterminant l'apparition de substances nutritives nécessaires à ces espèces. De plus, la présence d'hydrogène sulfureux peut accentuer le caractère sélectif du milieu ; c'est sans doute ce qui se passe à certaines époques dans les cylindres. Seules les espèces les plus tolérantes subsistent alors : cas de certaines Euglènes (Fjerdingstad, 1964), et de certains *Trachelomonas* (Round, 1965).

Dans les conditions de l'expérience, toutes les observations montrent que les périodes d'abondance des Euglénophycées coïncident toujours avec de hautes teneurs en fer. Toutefois, il n'est pas certain que ce facteur intervienne directement dans la croissance de ces algues. En effet, les processus chimiques qui provoquent l'apparition du fer dans les eaux rendent possible le développement de nouvelles espèces de bactéries et de champignons. Ces organismes peuvent, comme le suggère Pingsheim (1956), libérer dans l'eau des substances favorables à la croissance des Euglénophycées.

9 . LES CYANOPHYCEES

Dans le cylindre 1E, pendant l'été 1966, *Cylindrospermum alatosporum*, associé aux Oedogoniales, constitue un des éléments prépondérants de la flore algale. En 1967 et 1968, cette espèce ne fait que de fugitives apparitions. Quant aux autres espèces de Cyanophycées, à aucun autre moment, elles ne jouent un rôle important dans la composition de la flore algale de ce cylindre. A partir de 1967, la plupart des espèces disparaissent.

Dans le cylindre 1T, bien qu'assez faiblement représentées du point de vue quantitatif, 9 espèces sont présentes en 1966. L'année suivante, *Oscillatoria chlorina*, pendant une courte période (début juillet), se montre relativement fréquente ; par ailleurs, quelques filaments

d' *Anabaena plurisp.* et de *Lyngbya perelegans* subsistent. En 1968, on retrouve les mêmes espèces mais, toujours, comme composantes tout à fait mineures de la flore algale.

Dans le cylindre 2E, la population de Cyanophycées se caractérise par une remarquable stabilité. La plupart des espèces se retrouvent pendant les trois années; toutefois, il faut signaler qu'à partir du mois de juillet 1968, beaucoup d'entre elles ont un développement sporadique ou disparaissent. Au cours des deux dernières années, les *Lyngbya* sont souvent très abondantes, *Anabaena plurisp.*, *Gomphosphaeria naegeliai* et *Aphanothece microscopica* fréquents. Par contre, *Tolypothrix distorta* var. *penicillata* et *Hapalosiphon hibernicus* qui prolifèrent en eau libre sur les tiges de *Scirpus lacustris* et dans le cylindre 2T, apparaissent toujours comme des éléments très discrets de la flore algale. Le mois de juillet 1968 est marqué par un important développement d' *Oscillatoria chlorina* ; jusqu'alors, cette espèce n'avait jamais été observée dans ce cylindre.

Aussi bien en 1966 qu'en 1967, le cylindre 2T présente une population de Cyanophycées riche et variée. Les espèces dominantes se succèdent au cours de l'année. Pendant l'automne et l'hiver, on rencontre souvent de nombreuses *Oscillatoria* (*O. tenuis* et *O. splendida*). A la fin du printemps et au début de l'été, *Anabaena plurisp.*, *Lyngbya plurisp.*, *Plectonema notatum* et *Hapalosiphon hibernicus* deviennent florissants. La fin de l'été et le début de l'automne se caractérisent par la présence de *Tolypothrix distorta* var. *penicillata* comme algue dominante au sein de la population algale de ce cylindre ; toutefois, les autres Cyanophycées se révèlent encore fréquentes.

Discussion

Dans les deux cylindres expérimentaux, l'addition de nitrate de potassium ne semble avoir aucune influence sur le développement des Cyanophycées. En effet, dans le cylindre 1E, *Cylindrospermum alatosporum*, la seule espèce à connaître un développement important pendant toute une période, peut utiliser l'azote atmosphérique (Fogg, 1965). De plus, avant et pendant l'époque de son maximum de croissance, la teneur en azote nitrrique ne dépasse jamais 0,03 mg/l. Dans le cylindre 2E, aucune espèce ne se révèle nettement plus abondante que dans le cylindre témoin, l'inverse se produisant même pour *Tolypothrix distorta* var. *penicillata*, *Hapalosiphon hibernicus* et *Oscillatoria splendida*.

Le fait le plus remarquable, commun aux cylindres 1E, 1T et 2E, concerne la disparition de la plupart des Cyanophycées quand de très hautes teneurs en fer et en manganèse apparaissent. Selon Guseva (dans Lund, 1965), des concentrations en manganèse de 0,2 mg/l s'avèrent léthales pour beaucoup de Cyanophycées, cette toxicité étant toutefois supprimée dès que

la teneur en calcium de l'eau augmente notablement (Gerloff et Skoog, 1957). Dans les conditions de l'expérience, on peut penser que le manganèse inhibe la croissance de la plupart des Cyanophycées, sauf quelques *Lyngbya*, *Anabaena* et *Oscillatoria chlorina*; l'augmentation de la teneur en calcium observée en 1E et 1T n'est pas suffisante pour atténuer l'effet toxique du manganèse. L'apparition d' *Oscillatoria chlorina*, abondante en 1T (juillet 1967) et 2E (juillet 1968) s'explique par son écologie; c'est une espèce très tolérante, fréquemment mentionnée dans les eaux très polluées, pouvant même supporter des concentrations en hydrogène sulfureux considérables (35,6 mg/l, Fjerdingsstad, 1964). Elle se trouve fréquemment associée à *Euglena viridis* dans les communautés d'organismes caractérisant les zones polysaprobies.

10 . CONCLUSION

L'utilisation de petites enceintes peut se révéler utile pour l'étude de l'écologie des algues d'eau douce. En effet, les modifications intervenant dans la composition du milieu provoquent souvent le développement massif d'une seule algue ou d'un groupe d'algues bien déterminé ; par contre, elles provoquent la disparition de nombreuses espèces, ce qui permet de tester la tolérance des algues aux nouvelles conditions ainsi créées. De plus, il faut signaler la présence, dans les cylindres, de 56 espèces non rencontrées dans l'étang. Toutefois, la formation de ces micro-milieus rend difficile l'étude de l'influence d'un facteur chimique défini (ici, le nitrate de potassium). Les conditions particulières ainsi créées sont dues essentiellement au confinement du milieu, celui-ci étant lié au volume d'eau restreint isolé par les cylindres. Il fallait donc essayer de supprimer cet inconvénient, tel a été le premier objectif de la seconde expérimentation.

TROISIEME PARTIE

ESSAI D'ECOLOGIE EXPERIMENTALE

A L'AIDE DE GRANDES ENCEINTES.

INTRODUCTION

La première expérimentation a montré que d'importantes modifications peuvent survenir dans la composition des colonnes d'eau isolées à l'aide de petites enceintes ; par suite, l'étude de l'influence d'un élément nutritif défini sur les populations algales est rendue très difficile. C'est pourquoi, dans une deuxième série d'expériences, j'ai utilisé un dispositif expérimental basé sur le même principe, mais permettant de travailler sur un volume d'eau beaucoup plus important. A cet effet, quatre bacs, sans fond ni couvercle, sont placés verticalement dans l'étang, distants les uns des autres d'environ 2 m. Ils constituent des enceintes parallélépipédiques de 1,20 m de côté et 1,60 m de hauteur. Les parois en plexiglas transparent "Altuglass" sont légèrement enfoncées dans l'argile du fond et émergent d'au moins 20 cm. Ainsi se trouvent isolés du reste de l'étang plus de 1000 litres d'eau demeurant en contact avec le fond et l'atmosphère. L'endroit choisi pour l'installation de ces grands bacs est dépourvu de vase; les plantes vasculaires y sont rares.

Trois bacs, appelés respectivement E1, E2 et E3 furent enrichis en azote, le quatrième servant de témoin (T). Le bac E1 reçut un apport d'azote sous forme de NITRATE D'AMMONIUM, E2 sous forme de NITRATE DE POTASSIUM et E3 sous forme de NITRATE DE CALCIUM. L'expérience fut menée pendant des périodes de six mois (mai à octobre), deux années consécutives (1969 et 1970), sauf en ce qui concerne E3 (1969, seulement). A partir de prélèvements bimensuels en surface et en profondeur, des comptages permirent de suivre l'évolution des populations algales à l'intérieur de chaque enceinte et également en eau libre. L'enrichissement en azote n'a pas été effectué de façon régulière, les apports étant calculés pour obtenir, si possible, des concentrations en azote nitrique à peu près identiques dans les trois bacs expérimentaux.

I . EVOLUTION DES PRINCIPAUX FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES

A L'INTERIEUR DES ENCEINTES ET EN EAU LIBRE.

Les mesures et analyses physico-chimiques ont porté sur la température, le pH et l'alcalinité, l'azote, le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium. Les prélèvements d'eau ont été effectués deux fois par mois, conjointement aux prises d'échantillons pour les comptages d'algues.

1 . LA TEMPERATURE

Deux appareils enregistreurs ont permis de comparer la température dans l'étang et dans le bac témoin. Les températures sont, dans l'ensemble, légèrement plus élevées en eau libre qu'à l'intérieur des enceintes où, de plus, s'établit un faible gradient de la température : l'eau y est légèrement plus froide en profondeur. On observe une seule exception; en août 1970, la chute de température enregistrée en surface du 17 au 23 se répercute en profondeur avec plusieurs jours de retard ; par suite, à cette époque, la moyenne des températures journalières est plus forte en profondeur. Toutefois, à l'intérieur de l'enceinte, le plus grand écart noté entre la surface et le fond ne dépasse pas 2° en 1969 et se réduit à 1° en 1970.

Malgré les légères inégalités de température observées entre l'eau libre et le bac témoin, les écarts ne sont jamais assez importants pour provoquer des différences dans le développement des algues.

2 . LE pH ET L'ALCALINITE

Dans le bac témoin et en eau libre, le pH et l'alcalinité évoluent de manière identique, aussi bien en 1969 qu'en 1970.

Dans le bac E1, on observe, dans l'ensemble, une diminution de l'alcalinité et, également du pH, sauf pendant les trois premiers mois de l'année 1969.

Dans les bacs E2 et E3, alcalinité et pH augmentent. Cette

TABLEAU N° 44

Températures enregistrées en eau libre et à l'intérieur d'un bac expérimental.

		EAU LIBRE			INTERIEUR DU BAC		
		max.	min.	moy.	max.	min.	moy.
Juillet 1968	S P	23,3 22,3	20,6 20,0	21,9 21,1	21,9 20,6	19,2 20,1	20,5 20,3
Août	S P	21,6 21,0	19,4 19,3	20,5 20,1	- -	- -	- -
Septembre	S P	18,2 17,6	16,5 15,9	17,3 16,7	17,6 16,0	15,8 15,1	16,7 16,5
Octobre	S P	14,9 14,3	14,0 13,2	14,4 13,7	14,4 12,7	13,2 12,3	13,8 12,5
Novembre	S P	6,2 6,8	5,8 6,0	6,0 6,3	7,2 5,6	6,3 5,3	6,7 5,4
Décembre	S P	3,4 4,6	3,0 4,9	3,2 4,2	3,7 3,0	3,4 2,6	3,5 2,8
Janvier 1969	S P	3,4 4,1	2,8 3,4	3,1 3,7	3,2 2,3	2,6 2,2	2,9 2,2
Février	S P	2,1 2,6	1,6 2,0	1,8 2,3	3,5 1,6	2,5 1,3	3,0 1,4
Mars	S P	6,4 6,8	5,3 5,7	5,8 6,2	7,3 5,2	6,1 4,6	6,7 4,9
Avril	S P	11,9 11,9	9,2 9,7	10,5 10,8	11,9 9,7	9,4 8,6	10,6 9,1
Mai	S P	16,8 16,4	14,3 14,0	15,5 15,2	16,9 14,2	14,0 13,0	15,4 13,6
Juin	S P	20,7 20,4	18,4 18,0	19,5 19,2	20,4 18,1	17,6 16,9	19,0 17,5
Juillet	S P	25,8 25,8	22,0 22,3	23,9 24,0	24,4 22,7	21,0 21,1	22,7 21,9
Août	S P	- 22,9	- 19,8	- 21,3	23,0 20,4	19,0 19,0	21,0 19,7
Septembre	S P	- 18,9	- 16,5	- 17,7	- 16,8	- 15,8	- 16,3
Juin 1970	S P	23,6 22,5	21,6 20,3	22,6 21,4	22,0 20,4	19,4 19,4	20,7 19,8
Juillet	S P	22,3 22,0	19,5 19,1	20,9 20,5	21,5 19,5	18,4 18,1	19,9 18,8
Août	S P	25,1 21,0	22,1 19,7	23,6 20,3	21,2 21,7	18,3 19,4	19,7 20,5
Septembre	S P	- 19,0	- 16,7	- 17,8	16,9 17,6	14,6 16,3	15,7 16,9
Octobre	S P	- 13,3	- 11,4	- 12,3	- 10,8	- 9,8	- 10,3

TABLEAU N° 45 - pH

1969		3/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	S	6,8	6,9	7,0	7,1	7,2	7,2	6,9	7,0	7,1	6,9	6,8	6,9	6,9	
	P	6,7	6,9	7,1	7,1	7,2	7,2	7,0	7,1		6,9	6,8	6,9	6,9	
T	S	6,8	6,8	7,1	7,2	7,0	7,2	7,1	6,9	7,0	7,1	7,0	6,9	6,8	
	P	6,9	6,8	7,0	7,1	7,3	7,2	7,2	7,0		7,2	7,0	7,1	6,8	
E1	S	6,9	7,2	7,0	7,4	7,5	7,0	7,1	7,1	6,3	6,9	6,6	6,6	6,2	
	P	6,8	7,0	7,0	7,2	7,3	7,2	7,0	7,2		6,2	6,5	6,6	6,1	
E2	S	6,6	6,5	7,6	7,4	7,6	8,2	8,2	8,2	8,7	8,1	8,6	8,5	8,4	
	P	6,8	6,6	6,3	7,6	7,6	8,5	8,5	8,1		8,4	8,4	8,6	8,3	
E3	S	6,8	7,4	7,8	8,2	8,4	8,5	8,6	8,7	9,1	9,3	9,2	9,3	9,2	
	P	6,8	7,3	7,6	8,1	8,3	8,5	8,7	8,7		8,9	9,3	9,3	9,1	
1970															
Et.	S	6,9	6,9	6,7	6,9	6,9	6,5	6,6	6,8	6,3	6,9		6,2	6,4	6,3
	P	6,9	7,2	6,7	6,7	6,7	6,4	6,7	6,7	6,2	6,7		6,3	6,4	6,2
T	S	7,1	7,0	6,7	6,9	6,7	6,6	6,5	6,7	6,4	6,5		6,3	6,3	6,2
	P	7,0	7,2	6,8	6,7	6,5	6,6	6,6	6,7	6,7	6,8		6,3	6,3	6,2
E1	S	6,7	6,1	4,5	5,4	6,1	5,3	5,7	5,6	5,9	4,9		4,6	5,2	5,6
	P	6,6	6,2	4,9	5,4	6,0	5,5	5,6	5,7	5,5	4,8		4,5	4,9	5,7
E2	S	6,9	7,1	7,1	6,8	7,1	7,1	7,9	8,5	8,7	9,1		8,6	8,1	8,3
	P	6,7	7,7	7,0	6,7	7,0	7,0	7,6	8,4	8,7	9,1		8,6	8,1	8,3

TABLEAU N° 46 - ALCALINITE (en H CO₃⁻ meq/l)

1969		3/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	S	0,09	0,09	0,08	0,09	0,10	0,11	0,09	0,09		0,08	0,06	0,09	0,08	
	P	0,08	0,06	0,08	0,09	0,10	0,11	0,10	0,09		0,08	0,09	0,09	0,08	
T	S	0,08	0,08	0,09	0,09	0,10	0,10	0,10	0,09		0,08	0,09	0,09	0,09	
	P	0,09	0,09	0,09	0,09	0,11	0,10	0,10	0,09		0,08	0,09	0,09	0,09	
E1	S	0,09	0,13	0,19	0,10	0,16	0,10	0,04	0,02		0,02	0,02	0,01	0,01	
	P	0,08	0,13	0,19	0,10	0,16	0,10	0,04	0,03		0,01	0,02	0,02	0,01	
E2	S	0,06	0,06	0,09	0,11	0,14	0,19	0,24	0,34		0,41	0,48	0,50	0,55	
	P	0,05	0,05	0,09	0,11	0,14	0,18	0,24	0,34		0,41	0,48	0,50	0,55	
E3	S	0,08	0,14	0,20	0,28	0,34	0,43	0,53	0,70		0,83	0,90	0,96	1,09	
	P	0,08	0,13	0,21	0,28	0,35	0,42	0,53	0,70		0,83	0,90	1,00	1,04	
1970															
Et.	S	0,07	0,08	0,09	0,10	0,08	0,08	0,08	0,09	0,07	0,07		0,08	0,08	0,08
	P	0,07	0,08	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08		0,07	0,07		0,08	0,08	0,08
T	S	0,07	0,08	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,09	0,07	0,07		0,08	0,08	0,08
	P	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,08	0,09		0,07	0,07		0,08	0,08	0,08
E1	S	0,07	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01		0,004	0,005	0,004
	P	0,06	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02		0,01	0,01		0,004	0,004	0,004
E2	S	0,08	0,08	0,10	0,10	0,12	0,20	0,22	0,28	0,30	0,36		0,50	0,53	0,56
	P	0,07	0,08	0,10	0,10	0,12	0,20	0,22		0,30	0,36		0,52	0,50	0,56

élévation accompagne l'augmentation des teneurs en potassium et en calcium ; il y a formation de bicarbonates.

3 . L' OXYGENE

L'oxygénation de l'eau dans l'étang comme dans les bacs est toujours très bonne. La teneur en oxygène ne baisse jamais au-dessous de 8 mg/l ; le maximum atteint 18 mg/l (bac E3) ; il est dû à l'activité photosynthétique des algues. Dans les bacs, les concentrations en oxygène, en surface et en profondeur, ne montrent aucune différence notable, l'oxygénation étant même, parfois, meilleure en profondeur.

4 . L' AZOTE

4.1. L'Azote nitrique

Dans le bac témoin et l'étang, les nitrates n'ont été détectés qu'à l'état de traces.

Dans le bac E1, les teneurs en azote nitrique se maintiennent, dans l'ensemble, à un niveau supérieur à 5 mg/l. La première année, le maximum atteint 10,8 mg/l, la seconde année, 15,5 mg/l.

Dans le bac E2, en 1969, la teneur en nitrates oscille entre 4 et 12 mg/l. En 1970, elle reste faible jusqu'à la fin du mois de juin. Une augmentation brutale et très importante se produit pendant la première moitié du mois de juillet ; elle est due à un accident survenu au moment de l'apport de nitrate de potassium, une quantité beaucoup plus importante que prévue étant ajoutée. Par la suite, et ce jusqu'à l'arrêt de l'expérience, les concentrations en azote nitrique ne descendent jamais au-dessous de 17,5 mg/l.

Dans le bac E3, pendant les mois de juillet et août, les teneurs en azote nitrique avoisinent 9 mg/l ; en juin et septembre, elles oscillent entre 5,5 et 6,6 mg/l. Le maximum s'élève à 10,3 mg/l.

4.2. L' Azote nitreux

Dans le bac témoin et l'eau libre, les nitrites n'ont jamais été détectés.

TABLEAU N° 47 - OXYGENE (en O2 mg/l)

1969		2/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	S	10,5	10,2	10,3	9,6	12,3	14,4	9,3	8,5		10,2	10,3	9,4	9,5	
	P	10,6	9,7	10,4	9,6	12,3	12,4	8,8	8,3		9,7	10,3	9,7	9,5	
T	S	11,5	11,5	10,6	10,4	11,8	12,0	8,9	8,5		10,9	10,8	10,4	10,3	
	P	11,4	11,0	10,8	10,3	11,7	11,8	6,6	8,5		10,6	10,6	9,3	10,2	
E1	S	11,3	10,0	11,7	11,8	13,3	17,6	10,4	8,1		8,0	8,3	8,0	8,2	
	P	11,3	10,5	11,6	9,6	13,4	16,9	10,4	8,1		8,0	8,5	8,8	8,5	
E2	S	11,8	11,8	10,7	10,4	11,5	12,6	10,1	8,9		10,1	12,0	12,0	11,9	
	P	11,8	11,8	10,9	9,6	11,7	12,2	10,1	8,6		11,3	12,0	12,3	11,9	
E3	S	10,9	10,0	10,8	12,2	14,3	17,4	12,0	10,1		18,6	16,3	15,0	12,7	
	P	11,1	9,9	10,8	13,1	14,3	17,2	12,0	9,3		18,4	16,4	15,0	12,8	
1970															
Et.	S	13,2	11,9	12,0	8,8	10,0	8,4	9,3	9,2	10,2	9,7		9,6	10,0	11,2
	P	12,9	11,9	10,8	8,6	9,4	9,2	9,4		9,7	9,4		9,6	10,0	10,5
T	S	12,0	11,6	9,2	8,9	9,4	9,4	9,6	9,1	9,1	9,3		9,6	10,0	10,5
	P	12,0	11,7	9,6	8,3	8,4	8,9	9,6		9,6	9,7		8,8	10,0	10,5
E1	S	12,4	10,9	9,7	8,8	9,7	9,2	9,3	9,6	9,7	9,2		9,6	10,2	9,4
	P	12,8	10,9	9,7	8,8	9,7	9,2	9,3		9,2	8,9		9,4	10,3	9,6
E2	S	13,6	12,2	12,3	8,9	10,7	12,0	14,7	16,0	15,3	13,4		10,5	10,8	11,0
	P	13,6	12,2	11,2	8,8	10,5	9,6	12,1		12,0	14,7		10,2	10,8	10,7

TABLEAU N° 48 - NITRATES (en N NO₃⁻mg/l)

1969	3/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	S	t	t	t	t	t	t	t	t	t	0,01	0,03	0,03	
	P	t	t	0,01	-	-	-	-	-	-	0,01	0,04	0,03	
T	S	t	t	0,02	-	-	-	-	t	-	t	0,07	0,05	
	P	-	0,02	t	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,05	
E1	S	t	1,57	2,15	4,36	5,70	7,50	8,60	8,70	9,60	8,36	10,57	9,70	
	P	t	1,60	2,15	4,15	6,00	7,40	8,50	-	9,80	3,22	10,86	9,70	
E2	S	t	4,52	5,40	4,96	12,24	12,00	11,10	9,27	10,40	9,07	7,46	7,30	
	P	t	4,32	5,40	5,06	11,90	12,00	10,90		10,17	8,96	8,70	7,10	
E3	S	t	4,68	6,20	5,60	9,10	9,50	8,89	7,22	6,72	5,71	2,46	2,00	
	P	-	3,93	5,80	5,50	8,70	9,53	8,20		6,54	5,60	3,76	2,08	
1970														
Et.	S	t	t	t	0,01	t	t	t	0,02	t		0,01	0,01	0,02
	P	-	-	-	t	-	-		t	-		0,02	0,01	0,03
T	S	t	t	t	t	t	t	t	0,01	t		0,01	0,04	0,02
	P	-	-	-	-	0,01	-	-	t	-		0,01	0,03	0,04
E1	S	t	8,50	13,30	6,75	7,50	11,00	11,02	8,40	7,50		5,50	6,65	5,20
	P	-	8,50	13,30	6,80	7,60	11,00	11,00	8,40	7,50		5,50	6,65	5,20
E2	S	t	0,27	0,35	t	3,60	20,40	22,00	20,60	21,30		17,40	18,10	9,50
	P	-	0,25	0,37	-	2,75	21,00	22,00	20,80	19,20		17,60	18,10	9,20

TABLEAU N° 49 - AZOTE NITREUX (en N NO₂⁻ mg/l)

1969	2/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E1	S	t	0,036	0,200	0,300	0,250	0,160	0,020	0,008	0,010	0,030	0,030	0,010	
	P	t	0,039	0,200	0,310	0,300	0,160	0,024		0,010	0,030	0,030	0,010	
E2	S	0,025	0,036	0,039	0,054	0,046	0,048	0,030	0,024	0,020	0,020	0,030	0,039	
	P	0,024	0,030	0,035	0,054	0,038	0,046	0,030		0,020	0,020	0,030	0,039	
E3	S	0,020	0,060	0,120	0,170	0,140	0,150	0,210	0,280	0,380	0,390	0,340	0,210	
	P	0,020	0,061	0,123	0,170	0,130	0,140	0,200		0,380	0,400	0,340	0,210	
1970														
Et.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E1	S	0,050	0,020	0,020	0,030	0,025		0,021	0,015	0,010	0	0	0	0,010
	P	-	0,020	0,020	0,030	0,026		0,020	0,015	0,010	0	0	0	0,010
E2	S	-	0,025	0	0,130	0,220	0,270	0,300	0,300	0,300	0,250	0,250	0,250	0,220
	P	-	0,020	0	0,130	0,220	0,270	0,300	0,300	0,300	0,250	0,250	0,250	0,220

TABLEAU N° 50 - AZOTE AMMONIACAL (en N NH₄⁺ mg/l)

1969	3/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E1	S	-	0,7	1,7	3,0	5,5	3,7	4,7	3,5	3,7	3,2	5,2	5,1	
	P	-	0,8	1,9	2,7	5,5	3,6	4,1	3,9	3,7	3,4	5,4	5,1	
E2	S	-	0,2	0,1	0,1	0,05	t	-	-	-	-	-	-	
	P	-	0,1	0,1	0,1	0,1	t	-	-	-	-	-	-	
E3	S	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,15	-	-	-	-	-	
	P	-	-	0,1	0,1	0,2	0,1	0,15	-	-	-	-	-	
1970														
Et.	t	t	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T	-	t	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E1	S	-	9,5	14,0	13,0	14,2	14,0	11,0	12,2	9,3	6,5	5,5	5,5	5,5
	P	-	9,7	14,0	12,0	14,2	14,0	11,7	12,2	9,5	6,6	5,5	5,3	5,4
E2	S	-	t	-	-	0,60	0,48	0,25	0,12	-	-	-	-	-
	P	-	t	-	-	0,60	0,42	0,24	0,11	-	-	-	-	-

Dans les trois bacs expérimentaux, la présence d'azote nitreux a pu être mise en évidence pendant presque toute la durée de l'expérience. Elle est due à l'activité des bactéries dénitrifiantes (Laurent, 1972), mais aussi, et pour la plus grande partie sans doute, à la réduction des nitrates par les algues. Les plus fortes concentrations en azote nitreux s'observent d'ailleurs quand il y a abondance de phytoplancton. Le maximum a été enregistré dans le bac E3 (0,39 mg/l).

4.3. L' Azote ammoniacal

Comme pour les nitrites, la présence d'azote ammoniacal dans l'étang et le bac témoin n'a jamais pu être décelée.

Dans le bac E1, l'addition de nitrate d'ammonium provoque, comme cela peut être attendu, l'apparition de fortes teneurs en azote ammoniacal. En 1969, les concentrations varient entre 1,7 et 5 mg/l ; en 1970, elles s'avèrent plus importantes, entre 5,3 et 14 mg/l.

Dans les deux autres bacs expérimentaux, la présence d'azote ammoniacal se révèle beaucoup plus limitée dans le temps. Dans le bac E2, le maximum atteint 0,6 mg/l en 1969 ; il ne dépasse pas 0,17 mg/l en 1970. Dans le bac E3, la teneur en ammoniacque n'est jamais supérieure à 0,15 mg/l.

5 . LE POTASSIUM

Dans le bac E2, en 1969, la concentration en potassium s'élève rapidement et atteint 16,8 mg/l dès la seconde moitié du mois de mai. Pendant les quatre derniers mois de cette première année d'expérience, les teneurs varient entre 40 et 60 mg/l. En 1970, de même que l'azote nitrique, le potassium demeure à un niveau voisin de celui des autres bacs jusqu'à la mi-juin. Une augmentation brutale, due à la même cause, et parallèle à celle observée pour les nitrates, se produit pendant la première moitié du mois de juillet. Des teneurs très élevées, voisines de 80 mg/l, se maintiennent ensuite jusqu'à l'arrêt de l'expérience.

Dans les autres bacs et dans l'étang, aussi bien en 1969 qu'en 1970, les concentrations en potassium restent pratiquement identiques.

6 . LE CALCIUM

Dans le bac E3, les teneurs en calcium atteignent 12 mg/l dès

TABLEAU N° 51 - POTASSIUM (en K mg/l)

1969	3/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
	S	1,5	1,5	1,7	1,6	1,6	1,8	1,8	2,0	2,1	1,8	2,0	1,9	
Et.	P	1,6	1,5	1,7	1,6	1,6	1,8	1,9		2,0	1,8	2,1	1,9	
	S	1,6	1,7	1,6	1,5	1,6	1,8	1,8	2,0	2,0	1,7	2,2	2,0	
T	P	1,6	1,7	1,6	1,6	1,6	1,8	1,8	2,0	2,0	1,7	2,2	1,9	
	S	1,6	1,7	1,8	1,9	2,0	2,3	2,6	2,4	2,5	2,0	2,4	2,3	
E1	P	1,6	1,7	1,8	1,9	2,0	2,3	2,5	2,5	2,5	2,0	2,3	2,3	
	S	1,7	16,8	21,2	32,3	44,0	54,0	55,0	56,0	56,0	56,0	60,0	60,0	
E2	P	1,7	16,8	21,2	32,4	44,0	54,0	55,0	56,0	56,0	56,0	61,0	60,0	
	S	1,6	2,1	2,1	1,9	1,9	2,1	2,4	2,8	2,8	2,0	2,6	2,4	
E3	P	1,6	2,0	1,8	1,9	2,0	2,1	2,0	2,7	2,8	2,0	2,5	2,4	
1970														
Et.	S	1,5	1,6	1,7	1,6	1,5	2,2	2,1	1,9	1,7	1,8	1,7	1,7	1,7
	P	1,5	1,5	1,7	1,6	1,5	2,2	2,1	1,9	1,7	1,8	1,7	1,7	1,7
T	S	1,5	1,5	1,7	1,7	1,5	2,2	1,9	1,7	1,7	1,8	1,8	1,7	2,0
	P	1,5	1,5	1,7	1,7	1,5	2,2	1,9	1,7	1,8		1,8	1,7	2,0
E1	S	1,6	1,8	2,0	2,0	2,1	2,2	2,6	2,1	1,9	2,1	1,9	1,9	2,2
	P	1,6	1,8	2,0	2,0	2,1	2,2	2,6	2,1	2,1	2,1	1,9	1,9	2,2
E2	S	1,6	3,8	4,1	2,2	32,5	88,0	86,0	80,0	80,0		80,0	79,0	79,0
	P	1,6	3,8	4,1	2,2	32,5	88,0	86,0	80,0	80,0		80,0	79,0	79,0

TABLEAU N° 52 - CALCIUM (en Ca mg/l)

1969		3/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	S	2,8	2,8	2,7	2,6	2,8	2,9	3,1	2,7	3,0	2,3	2,8	2,5	3,1	
	P	2,9	2,8	2,7	2,6	2,8	2,9	2,9	2,7		2,2	2,8	2,5	3,2	
T	S	2,9	2,8	2,7	2,6	2,9	2,9	2,9	2,7	2,8	2,2	2,8	2,5	3,1	
	P	2,8	2,9	2,7	2,6	2,9	2,9	3,0	2,8		2,3	2,9	2,6	3,1	
E1	S	2,8	3,3	3,4	3,5	4,0	4,4	3,8	4,8	4,4	3,9	5,5	5,0	3,3	
	P	2,8	3,3	3,4	3,6	3,9	4,3	3,8	4,8		3,7	5,4	5,0	3,2	
E2	S	2,7	2,6	2,2	2,2	2,4	2,3	2,3	2,5	2,3	2,3	2,4	2,3	2,9	
	P	2,6	2,4	2,2	2,2	2,3	2,3	2,4	2,5		2,2	2,3	2,3	2,8	
E3	S	2,9	12,0	14,8	20,4	21,0	21,6	26,0	24,0	27,2	16,0	25,0	25,4	31,6	
	P	2,7	11,9	14,0	19,6	21,0	21,7	25,8	23,8		15,8	25,0	26,6	30,0	
1970															
Et.	S	3,1	3,1	3,2	2,9	3,1	3,0	3,1	2,9	2,9	3,0		3,0	3,1	3,2
	P	3,1	3,1	3,2	2,9	3,1	3,0	3,1	2,9	3,0	3,0		3,0	3,1	3,2
T	S	3,1	3,1	3,2	3,1	2,9	3,1	3,1	3,1	2,8	3,0		3,0	3,1	3,2
	P	3,1	3,0	3,2	3,1	2,8	3,2	3,1	3,0	2,9	3,0		3,0	3,1	3,2
E1	S	2,9	3,1	3,3	3,0	2,8	3,0	3,0	3,1	2,8	3,1		3,3	3,3	3,3
	P	2,9	3,1	3,2	3,0	2,8	3,1	3,0	3,1	2,9	3,1		3,2	3,4	3,3
E2	S	3,1	3,0	3,1	3,2	3,1	4,0	3,7	3,6	3,0	3,2		3,0	3,1	3,1
	P	3,1	3,0	3,1	3,3	3,1	3,8	3,6	3,7	3,1	3,2		3,0	3,2	3,1

la mi-mai. A partir de la seconde moitié du mois de juin et jusqu'à l'arrêt de l'expérience, la concentration en calcium dépasse 20 mg/l. Comme pour le potassium, les teneurs en calcium dans l'étang et les autres bacs demeurent homogènes. Elles avoisinent 3 mg/l.

7 . *LE SODIUM ET LE MAGNESIUM*

Les teneurs en sodium et magnésium restent pratiquement identiques, aussi bien à l'intérieur des enceintes que dans l'étang.

8 . *CONCLUSION*

Dans les trois bacs expérimentaux, l'enrichissement en azote permet d'obtenir des teneurs élevées en azote nitrique par rapport au bac témoin et à l'eau libre. Les autres facteurs qui se trouvent modifiés sont inhérents à la forme d'azote ajoutée; ils concernent l'alcalinité, le pH, l'azote ammoniacal, le potassium et le calcium. Contrairement à ce que suggère Verduin (1969), la diffusion des éléments nutritifs ajoutés se fait d'une manière parfaitement homogène dans toute la colonne d'eau isolée par les enceintes.

II . ETUDE DE L'EVOLUTION DES POPULATIONS ALGALES

A L'INTERIEUR DES ENCEINTES ET EN EAU LIBRE.

A chaque récolte, 10 litres d'eau sont prélevés, d'une part en surface, d'autre part en profondeur ; l'estimation numérique des espèces est ensuite réalisée suivant les techniques classiques (A.P.H.A., 1965) : tout ou partie de chaque prise d'échantillon est filtré sur un petit disque de soie fine (diamètre des pores : 20 μ en moyenne), et concentré à un volume V ; les algues, récupérées entre lame et lamelle, sont ensuite comptées au microscope ordinaire à platine mobile. Les résultats sont exprimés en nombres de cellules par litre d'eau (cell./l).

Au cours de cette étude, l'évolution de quelques grands groupes d'algues a été suivie par comptage de toutes les espèces présentes; ce sont : les Chlorococcales, les Chaetophorales, les Zygnématales, les Chrysophycées et les Euglénophycées. A l'intérieur de chaque groupe, quelques espèces ont fait l'objet d'une étude particulière.

1 . LES CHLOROCOCCALES

1.1. Eau libre

En 1969, la meilleure période de développement des Chlorococcales va de la mi-juin à la mi-août; elle est encadrée par deux maximums (48596 cell/l et 45252 cell/l). Dans l'intervalle de temps qui sépare les deux maximums, la population ne subit que de faibles variations. Les Chlorococcales sont essentiellement représentées par les genres *Pediastrum* et *Scenedesmus*. Le premier, avec *P. duplex* comme espèce dominante, constitue 60 à 80 % de la population, le second, de 8 à 24 %.

En 1970, la période de développement maximal des Chlorococcales présente un léger décalage par rapport à l'année précédente. Elle débute avec deux semaines de retard, mais se prolonge jusqu'à la mi-septembre. Le maximum se place à la mi-juillet et s'élève à 70 738 cell/l. Comme l'année précédente, *Pediastrum plurisp.* et *Scenedesmus plurisp.* constituent les éléments fondamentaux de la population. Le maximum de 1970 est nettement plus élevé que celui de 1969; la différence provient du développement inhabituel et momentané de *Dictyosphaerium pulchellum* (maximum, 18 500 cell/l) observé pendant le mois de juillet de la seconde année d'expérience; cette espèce est pratiquement absente en 1969.

TABLEAU N° 53 - LES CHLOROCOCCALES

1969	2/5	19/5	2/6	17/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	4858	12687	24545	48596	39876	37397	44356	45252		15800	9876	7548	6588	
T	6623	17141	26074	33850	29697	50747	53019	23225		17655	34237	7030	14075	
E1	6789	21054	5023	2451	7024	154178	437671	461516		8611	11316	1531	1380	
E2	6662	5392	3960	17288	16477	12419	20989	14048		5244	7672	648	5299	
E3	26669	27199	1448	18024	22728	6545	8500	254080		7969246	12006	9625	138776	
1970														
Et.	17725	18324	22259	12502	40580	70738	40420	32678	32236	48603		13496	9457	11343
T	11936	5857	19099	23147	44408	24812	29228	31795	36390	36100		17180	2138	7106
E1	2870	5699	9742	22659	10971	1435	1345	8390	27736	25392		10189	39329	21141
E2	10004	21169	793	1545	1545	6128	2442	236608	405375	32126		5975	1255	1794

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent aux nombres de cellules par litre d'eau.

Evolution du développement de la population des Chlorococcales en eau libre et dans les 4 bacs au cours des années 1969 et 1970.

TABLEAU N° 54 - *PEDIASTRUM* sp.

1969	2/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	30/10	12/11
Et.	2342	10307	16424	36237	30840	24094	32678	26182		9238	3988	4761	3142	
T	4636	12500	14131	23426	17222	34343	30030	15766		10225	22134	4305	11039	
E1	5962	14131	0	1152	2538	3753	3311	6402		1324	0	552	0	
E2	1400	2487	441	3763	1600	3385	9107	10556		2049	3588	442	1600	
E3	23404	21297	0	10126	18326	3707	883	6865		5658	0	2208	0	
1970														
Et.	14765	10927	15216	3974	30334	42338	28326	14572	19623		24950	6872	8942	3090
T	8390	4471	14462	22162	26965	14130	12229	2649	18988		14020	7755	993	2097
E1	883	0	441	2649	3698	0	0	5299	6624		4441	0	441	0
E2	7948	15483	331	1103	1214	1766	1104	12144	2440		1766	713	0	0

Evolution du développement de la population du genre *Pediatrum* en eau libre et dans les 4 bacs au cours des années 1969 et 1970

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent aux nombres de cellules par litre d'eau.

TABLEAU N° 55 - *PEDIASTRUM DUPLIX*

1969	2/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	1896	6973	12342	23773	24876	15980	25496	23620		8390	3445	4043	2446	
T	4636	7445	6182	18077	13248	21059	26495	13300		7551	15897	4195	7286	
E1	5078	5971	0	1058	2207	2944	1766	5404		1324	0	552	0	
E2	1400	1960	330	1704	1103	2042	6894	6954		613	2815	442	1545	
E3	21859	11146	0	6999	11743	2511	883	442		5786	0	2208	0	
1970														
Et.	10764	8576	9715	2649	24384	34941	13579	10598	14284	18326		4484	8058	2549
T	6403	3477	9494	15980	18078	13026	10929	2649	15566	9715		5326	993	1214
E1	883	0	441	1766	2594	0	0	5299	2208	4441		0	441	0
E2	6403	12585	220	1103	1214	0	1104	0	2440	9716		368	0	0

Evolution du développement de la population de *Pediastrum duplex* en eau libre et dans les bacs au cours des années 1969 et 1970.

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent aux nombres de cellules par litre d'eau.

TABLEAU N° 56 - *SCENEDESMUS* sp.

1969	2/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	1212	2171	4886	6754	6976	7557	6543	6126		1269	1114	1857	1278	
T	552	4509	5461	6869	5188	9558	9660	4013		2704	4443	1283	1158	
E1	331	6157	413	565	965	11688	16559	10040		2478	0	424	828	
E2	441	2288	1048	4412	3124	3785	5492	2332		1587	2221	110	2098	
E3	1986	5398	496	7514	3091	2691	7617	140886		675094	1104	276	11040	
1970														
Et.	1835	4445	7314	4691	6488	7782	3146	2870	1504	3256		938	6982	3725
T	2345	966	4335	6237	4305	2925	1517	2318	2622	1987		1683	551	1352
E1	717	1214	3863	8500	6486	1324	1173	883	0	0		165	2042	220
E2	1711	4995	262	330	193	1656	965	218592	335685	22300		4204	483	1545

Evolution du développement de la population du genre *Scenedesmus* en eau libre et dans les bacs au cours des années 1969 et 1970.

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent aux nombres de cellules par litre d'eau.

Les genres *Tetraedron*, *Crucigenia*, *Westella* et *Sphaerocystis* jouent un rôle mineur dans la composition de la flore algale.

1.2. Bac témoin

En 1969, le nombre des Chlorococcales augmente régulièrement pendant la fin du printemps. La seconde quinzaine du mois de juillet est la période où l'on observe leur maximum de croissance (50 747 cell/l et 53 000 cell/l). Comme en eau libre, *Pediastrum plurisp.* (surtout, *P. duplex*) constitue la majeure partie de la population (61 à 68 % du nombre des Chlorococcales comptées). Le genre *Scenedesmus*, représenté par plusieurs espèces dont aucune ne domine, arrive au second rang (8 à 26 %).

En 1970, le maximum de développement se situe à la fin du printemps (44 000 cell/l). La diminution du nombre des Chlorococcales, observée en juillet et août, est suivie d'une remontée parallèle à celle observée en eau libre pendant la première partie du mois de septembre. Comme l'année précédente, les genres *Pediastrum* (40 à 70 % du nombre total des Chlorococcales comptées) et *Scenedesmus* (jusqu'à 26 %) fournissent les éléments fondamentaux de la population. Au mois de juillet, on observe également un début de développement de *Dictyosphaerium pulchellum* (maximum : 5500 cell/l). Aussi bien en 1969 qu'en 1970, tous les autres genres sont faiblement représentés.

En eau libre, la population moyenne des six mois d'expérience représente 26 000 cell/l en 1969 et 28 906 cell/l en 1970 ; dans le bac témoin, elle s'élève à 26 100 cell/l et 22 800 cell/l. Dans le bac T, la croissance des Chlorococcales ne diffère pas notablement de celle observée dans l'étang. En 1970, l'écart plus grand enregistré entre les populations moyennes provient du nombre beaucoup plus élevé de *Dictyosphaerium pulchellum* rencontrés en eau libre pendant le mois de juillet, le développement de cette espèce étant beaucoup plus restreint dans l'enceinte témoin.

1.3. Bac E1

En 1969, l'addition de nitrate d'ammonium a un effet néfaste sur la plupart des Chlorococcales. *Pediastrum duplex* et *P. angulosum* var. *araneosum*, les deux espèces les plus fréquentes dans le bac témoin, montrent une croissance amoindrie en E1. Il en est de même pour les *Scenedesmus* présents (*S. armatus*, *S. falcatus*, *S. oahuensis* et var. *clathratum*, *S. abundans*), sauf pendant une période d'un mois. Le seul développement de *Crucigenia apiculata* explique le nombre élevé de Chlorococcales rencontrées en juillet et août. Cette espèce représente alors 80 à 90 % de la population, soit de 123 800 cell/l à 450 750 cell/l. Pendant deux périodes, la deuxième moitié du mois de juillet et la première moitié du

mois d'octobre, une autre espèce répond favorablement à la fertilisation : *Botryococcus braunii*. Cette espèce montre, apparemment, un développement plus discret que *Crucigenia apiculata* ; mais, seules les colonies de *Botryococcus braunii* ont pu être comptées. Si les résultats avaient pu être exprimées en cellules par litre comme pour toutes les autres algues, les chiffres auraient été bien plus considérables. Les maximums atteignent 1655 colonies par litre à la fin du mois de juillet et 1100 colonies par litre au début du mois d'octobre.

En 1970, à partir du 15 août, on observe le développement de cette même algue qui, jusqu'à l'arrêt de l'expérience, constitue plus de 90 % de la population des Chlorococcales, avec un maximum de 36 720 colonies par litre à la fin du mois d'octobre. Par contre, la plupart des autres algues de ce groupe montrent, comme en 1969, une croissance moindre que dans le bac témoin. Les deux espèces de *Pediastrum* qui subsistent, *P. angulosum* var. *araneosum* et *P. boryanum*, ne dépassent pas, à elles deux, 6624 cell/l ; dans le bac T, elles atteignent 26 965 cell/l. De même, si certaines espèces de *Scenedesmus* se maintiennent au même niveau que dans le bac témoin, d'autres disparaissent.

1.4. Bac E2

En 1969, l'addition de nitrate de potassium provoque, par rapport au bac témoin, une diminution du nombre des Chlorococcales. En 1970, cette tendance se confirme, sauf pendant une période d'un mois (15 août au 15 septembre). En effet, au cours de cette seconde année d'expérience, on assiste à une accélération brutale de la croissance des *Scenedesmus*, dont le nombre passe de 1821 cell/l à la fin de juillet, à 109 793 cell/l au 15 août, (dans ce cas, seules les résoltes de surface sont comparées, aucun prélèvement en profondeur n'ayant pu être effectué au 15 août). *Scenedesmus abundans* (Kirchn.) Chod. (considéré ici comme espèce collective groupant *S. jovis*, *S. tenuispina* et *S. spinosus*), dont le maximum s'élève à 325 685 cell/l à la mi-septembre, constitue alors l'essentiel de la population des Chlorococcales. Dans ce bac E2, aussi bien en 1969 qu'en 1970, les *Pediastrum*, notamment *P. duplex* et *P. angulosum* var. *araneosum*, montrent un développement moins important que dans le bac T.

1.5. Bac E3

Dans le bac E3, pendant les trois derniers mois de l'expérience, quelques Chlorococcales, en particulier *Oocystis solitaria*, répondent favorablement à l'apport de nitrate de calcium. Cette espèce, à son maximum d'abondance, atteint 7 200 000 cell/l, ce qui représente 90 % de la population des Chlorococcales ; à l'arrêt de l'expérience, on en compte encore 127 000 cell/l. Dans le bac témoin, le nombre d'*Oocystis* ne dépasse pas 220 cell/l. Le genre *Scenedesmus*, surtout *S. oahuensis* et la var. *clathratum* (maximum : 359 000 cell/l) et, à un degré moindre, *S. microspina*, montre également un développement bien plus important que dans le bac témoin.

Discussion

D'après Hutchinson (1967), dans les lacs eutrophes peu profonds, riches en azote et en phosphore, les genres suivants se développent souvent : surtout *Pediastrum* et *Scenedesmus*, mais aussi, *Dictyosphaerium*, *Crucigenia* et *Tetraedron*. En eau libre et dans le bac témoin, tout en montrant toujours un développement restreint, ces genres représentent également les composantes principales de la population des Chlorococcales. Parmi les espèces les plus fréquentes, on peut citer *Pediastrum duplex*, *P. angulosum* var. *araneosum*, *Scenedesmus oahuensis*, *S. armatus*, *S. falcatus*, *S. abundans* (Kirchn.) Chod. (espèce collective), *Dictyosphaerium pulchellum*, *Crucigenia tetrapedia*, *Tetraedron minimum* ; ces deux dernières espèces jouent toujours un rôle très discret dans la composition de la population des Chlorococcales.

En culture, *Pediastrum boryanum* ne montre une forte croissance qu'en présence de fortes concentrations en azote nitrique (Chu, 1943). Dans les conditions de l'expérience, cette espèce, présente en petit nombre dans le bac T, ne voit, à aucun moment, son développement stimulé par l'apport de nitrates ; il en est de même pour les deux espèces les plus fréquentes en eau libre et dans le bac T : *Pediastrum duplex* et *P. angulosum* var. *araneosum*. Au contraire, dans les bacs expérimentaux, on observe une diminution du nombre de cellules comptées par rapport au bac témoin. *Dictyosphaerium pulchellum* présente la même particularité que les espèces de *Pediastrum* ; cette algue se développe moins bien ou pas du tout dans les bacs expérimentaux. Nous avons vu que *Pediastrum plurisp.* et *Dictyosphaerium pulchellum* sont considérés comme des algues préférant les eaux riches en nitrates et en phosphates. Dans le cas présent, la diminution de leur croissance en présence de concentrations en azote nitrique élevées suggère, soit que nous avons affaire à des races physiologiques adaptées aux eaux du type de l'étang du Pas-du-Houx, soit que l'augmentation du rapport Nitrates / Phosphates s'avère défavorable, ou même, inhibe la croissance de ces algues.

Parmi les espèces de *Crucigenia* présentes dans le bac T et en eau libre (*C. tetrapedia* étant la plus fréquente), seule *C. apiculata* a trouvé un milieu favorable à sa multiplication en présence de hautes teneurs en azote nitrique (8 mg/l) et en azote ammoniacal (3,8 mg/l). Dans les conditions de l'expérience, on aurait pu supposer cette espèce capable d'utiliser l'ammoniaque, tout au moins à des pH avoisinant la neutralité. Pour le vérifier, un essai de culture a été réalisé au laboratoire avec *Crucigenia apiculata*.

CULTURE DE CRUCIGENIA APICULATA (n° 218/1, Cambridge)

1) Technique

De l'eau provenant de l'étang, stérilisée à l'auto-

clave (20 mn à 120° C) est enrichie, soit en NITRATE D'AMMONIUM, soit en NITRATE DE CALCIUM, soit en CHLORURE D'AMMONIUM, pour obtenir des teneurs en azote de 5 et 10 mg/l. Pour chaque concentration et pour chaque source d'azote, 10 tubes à essai sont préparés de la façon suivante : 18 ml d'eau de l'étang, 1 ml de solution nutritive et 1 ml d'inoculum. Les algues ont été préalablement "affamées" en azote pendant 8 jours. Les différentes séries de tubes à essai sont ensuite placées dans un bain thermostaté (25° C), dans des conditions de lumière contrôlées. La culture est stoppée au bout de 12 jours.

2) Résultats

TABLEAU N° 57			
CULTURE DE <i>CRUCIGENIA APICULATA</i>			
Témoin	20,2		
NO ₃ NH ₄ (N : 5 mg/l)	30	NO ₃ NH ₄ (N : 10 mg/l)	27,6
(NO ₃) ₂ Ca (N-NO ₃ ⁻ : 5 mg/l)	35,2	(NO ₃) ₂ Ca (N-NO ₃ ⁻ : 10 mg/l)	37
Cl NH ₄ (N-NH ₄ ⁺ : 5 mg/l)	21,4	Cl NH ₄ (N-NH ₄ ⁺ : 10 mg/l)	24

NB - Les résultats sont exprimés en densité optique.

Le fait de doubler les concentrations en azote n'apporte aucune amélioration notable de la croissance, et ce pour les trois sources d'azote utilisées. *Crucigenia apiculata* connaît son meilleur développement en présence d'azote nitrique (nitrate de calcium). Par contre, avec l'azote ammoniacal comme seule source d'azote, les résultats sont sensiblement identiques ou à peine supérieurs à ceux obtenus dans les tubes témoins. Cette algue semble donc utiliser préférentiellement l'azote nitrique à l'azote ammoniacal, même quand les pH des milieux de culture sont très voisins. En effet, en fin de culture, les pH sont peu différents dans les tubes enrichis avec le nitrate de calcium et le nitrate d'ammonium, entre 7,5

et 8,3 dans le premier cas, entre 7,2 et 7,7 dans le second. Dans des conditions de pH acide (de l'ordre de 6), comme c'est le cas des tubes enrichis en chlorure d'ammonium, *Crucigenia apiculata* n'utilise pas l'ammoniaque.

Quand on compare les résultats obtenus *in vitro* et dans les bacs, on peut s'étonner de l'absence de cette algue en E2 et E3. Cette absence peut s'expliquer par une inégale répartition des algues ; *Crucigenia apiculata* est assez rare dans l'étang du Pas-du-Houx, et a pu faire défaut dans les deux bacs précités au moment de leur installation. On peut également supposer que cette espèce n'est pas compétitive dans les conditions de l'expérience, vis à vis des algues se développant en abondance dans les bacs expérimentaux, notamment en E3. Par contre, *Crucigenia apiculata* semble se révéler plus tolérante que la plupart des autres Chlorococcales aux conditions créées par l'apport de nitrate d'ammonium; en l'absence de compétition, elle montre un développement important dans le bac E1, pendant la période où le pH demeure voisin de la neutralité. En 1970, son absence quasi-totale peut être due aux concentrations en azote ammoniacal (supérieures à 10 mg/l) beaucoup plus importantes que l'année précédente, associées à la diminution du pH. Ceci semble d'ailleurs confirmé par les résultats obtenus en culture.

Selon Osterlind (1947), les nitrates constituent, pour *Scenedesmus quadricauda*, une meilleure source d'azote que l'ammoniaque, et ce à tous les pH permettant sa croissance. Rodhe (1948), étudiant les exigences en azote de cette même espèce, constate que lorsque les autres sels nutritifs ne sont pas limitants, une concentration minimale de 5 mg/l en azote s'avère nécessaire pour permettre une croissance illimitée. Apportant l'azote sous forme de nitrate de calcium et de chlorure d'ammonium, il obtient des résultats identiques, jusqu'à des teneurs en azote de 5 mg/l; pour les concentrations supérieures (10 mg/l), la croissance augmente seulement avec le nitrate de calcium. Selon Rodhe, la formation d'ammoniaque, quand on utilise les sels d'ammonium, bloque la multiplication de *Scenedesmus quadricauda*. Les résultats obtenus dans le bac E1, tout au moins en ce qui concerne les espèces présentes de *Scenedesmus*, confirment les observations faites *in vitro*. La présence de grandes quantités d'azote ammoniacal semble limiter, et même inhiber, le développement des *Scenedesmus*, ainsi, d'ailleurs, que celui de *Crucigenia apiculata*, comme l'ont montré les résultats de l'essai de culture. Ce phénomène est particulièrement net en 1970; alors que les concentrations en azote dépassent 10 mg/l, les *Scenedesmus* ont tendance à disparaître. Dans le bac E1, la diminution du pH et de l'alcalinité peut également contribuer à diminuer la croissance des espèces de ce genre. Dans les deux autres bacs expérimentaux, la présence d'azote nitrique favorise le développement de quelques espèces pendant des périodes limitées, à des pH nettement basiques. Dans le bac E2, en 1970, le développement de *Scenedesmus abundans* coïncide avec des teneurs en azote nitrique de l'ordre de 20 mg/l. Dans le bac E3, lors du maximum de croissance de *S. oahuensis* et de *S. microspina*, le milieu se caractérise par des teneurs en nitrate de l'ordre de 9 mg/l.

En 1969 et 1970, *Botryococcus braunii* répond favorablement à l'apport de nitrate d'ammonium. Cette algue peut apparaître en abondance dans le plancton de lacs très variés, mais souvent de conditions écologiques mal définies (Hutchinson, 1967). En culture, cette espèce a une croissance très lente et pousse à des pH allant de 4,5 à 8 (Belcher, 1968). Dans les conditions de l'expérience, *Botryococcus braunii* connaît son meilleur développement à des températures voisines de 10° C, alors que les concentrations en azote nitrique avoisinent 6,5 mg/l, et celles de l'azote ammoniacal 5,5 mg/l ; de plus, les valeurs du pH et de l'alcalinité sont faibles. Cette algue se plaît donc dans un milieu très acide, ce qui confirme les observations de Cosandey (1964) qui la donne comme très fréquente dans les tourbières à Sphaignes des Alpes. Selon Chu (1943), *Botryococcus braunii* préfère les nitrates à l'ammoniaque comme source d'azote. Dans les bacs E2 et E3, en présence uniquement d'azote nitrique, cette espèce ne montre aucune croissance, ce qui semble en contradiction avec les conclusions de Chu. Cependant, il s'avère difficile d'affirmer que *Botryococcus braunii* utilise préférentiellement l'azote ammoniacal. Dans les conditions de l'expérience, on peut penser que les nitrates ne constituent pas une bonne source d'azote à des pH supérieurs à 7, cas des bacs E2 et E3.

Oocystis solitaria, pendant les trois derniers mois de l'expérience, connaît dans le bac E3 un développement très important à la suite des additions de nitrate de calcium. Selon Munawar (1970), cette espèce exige un rapport C (matières organiques) / N élevé et de basses concentrations en calcium, environ 35 mg/l, ce qui est déjà beaucoup par rapport aux concentrations observées dans l'étang. Dans le bac E3, la croissance maximale d'*Oocystis solitaria* coïncide avec des teneurs en azote nitrique de l'ordre de 9 mg/l ; la concentration en calcium avoisine 25 mg/l. Dans les conditions de l'expérience, le développement de cette algue est plutôt favorisé par un rapport C/N assez bas, voisin de l'unité ou même supérieur, ce qui est en contradiction avec l'observation de Munawar. Un essai de culture a été réalisé au laboratoire pour essayer de vérifier si, à concentrations en azote nitrique égales, le calcium peut jouer un rôle déterminant dans la multiplication de cette espèce, notamment par rapport au potassium. Pour l'identification d'*Oocystis solitaria*, j'ai suivi la nomenclature de Rehakova (1969) qui réunit *Oocystis crassa* et *O. solitaria* sous le même nom. Pour cet essai de culture, j'ai utilisé une souche d'*O. crassa*.

CULTURE D' *OOCYSTIS CRASSA* (Algothèque de Gif-sur-Yvette)

1) Technique

Des séries de 10 tubes à essai sont préparés de la même façon que pour *Crucigenia apiculata*, avec des teneurs en azote nitrique de 5, 10 et 20 mg/l. Le NITRATE DE POTASSIUM et le NITRATE DE CALCIUM constituent les sources d'azote, avec des concentrations

en potassium de 13,9 , 27,8 et 55,8 mg/l, et en calcium de 7,1 , 14,3 et 28,5 mg/l.

b) Résultats

TABLEAU N° 58					
CULTURE D' <i>OOCYSTIS CRASSA</i>					
Témoin	27				
NO ₃ K N-NO ₃ ⁻ : 5 mg/l	57,7	NO ₃ K N-NO ₃ ⁻ : 10 mg/l	56,6	NO ₃ K N-NO ₃ ⁻ : 20 mg/l	56,7
(NO ₃) ₂ Ca N-NO ₃ ⁻ : 5 mg/l	56,4	(NO ₃) ₂ Ca N-NO ₃ ⁻ : 10 mg/l	54,7	(NO ₃) ₂ Ca N-NO ₃ ⁻ : 20 mg/l	54,1

NB - Les résultats sont exprimés en densité optique. La culture dure 12 jours.

Comme pour *Crucigenia apiculata*, L'augmentation des teneurs en azote nitrique n'entraîne pas de modifications de la croissance d' *Oocystis solitaria* ; de même, le calcium et le potassium ne jouent aucun rôle spécifique.

La multiplication de cette algue dans le bac E3 plutôt que dans le bac E2 n'est donc pas due à l'augmentation de la concentration en calcium dans ce bac. D'autres espèces, telles *Scenedesmus oahuensis* et *S. microspina* semblent également indifférentes vis à vis du calcium ou du potassium, tout au moins dans les conditions des deux expériences réalisées au Pas-du-Houx ; en effet, ces deux algues ont montré une grande abondance, aussi bien en présence de grandes quantités de potassium (60 mg/l en 2E) que de teneurs en calcium (25 mg/l en E3) nettement plus élevées que dans l'étang. L'observation de Prowse (1964), selon laquelle le potassium favorise les Chlorococcales, ne semble pas confirmée.

Dans les conditions stationnelles, seules quelques espèces, différentes selon la forme d'azote ajoutée, répondent favorablement à l'apport d'azote nitrique, alors que la présence de teneurs en azote ammoniacal élevées (supérieures à 10 mg/l) semble limiter et même inhiber la croissance de la plupart des Chlorococcales. Rodhe (1948) a montré

qu'il est nécessaire de distinguer la concentration optimale potentielle de la concentration optimale actuelle des substances nutritives pour la croissance des algues. La concentration optimale potentielle est celle qui permet la croissance optimale lorsque les autres conditions du milieu où vit l'algue lui sont favorables, de telle sorte qu'aucune ne soit limitante; au contraire, la concentration optimale actuelle est celle qui permet la meilleure croissance dans les conditions réelles auxquelles l'algue est soumise. La première ne dépend que de l'organisme et, en fait, a un caractère très théorique; la seconde, au contraire, dépend en outre du milieu et a un caractère plus pratique. En effet, l'influence de chaque facteur dépend des autres facteurs du milieu et, dans la nature, l'optimum actuel d'un facteur est d'autant plus considérablement abaissé que les autres conditions sont limitantes. La concentration optimale actuelle en azote nitrique varie d'espèce à espèce. Dans les conditions de l'expérience, pour la plupart des Chlorococcales, elle se révèle trop faible pour que l'élévation des teneurs en azote nitrique provoque une augmentation de la croissance; par contre, les espèces telles *Scenedesmus oahuensis*, *S. microspina*, *S. abundans*, *Oocystis solitaria* et *Crucigenia apiculata*, ayant une concentration optimale actuelle élevée, peuvent se développer. Cette expérience montre que ces algues ne se trouvent pas dans leur véritable milieu dans l'étang du Pas-du-Houx, et exigent, pour leur maximum de développement, même si les autres facteurs du milieu ne varient pas, des teneurs en azote nitrique bien supérieures à celles observées dans l'étang étudié.

2 . LES OEDOGONIALES

L'étude de l'écologie des Oedogoniales est rendue très malaisée par l'impossibilité d'identifier les espèces en l'absence de fructifications. Dans le cadre de cette expérience, seul le genre *Oedogonium* est concerné; en effet, la présence de quelques filaments de *Bulbochaete* n'a été décelée que dans le bac témoin.

En eau libre, les *Oedogonium* ne sont jamais très abondants, ce qui est normal car ce genre ne peut vraiment se développer que dans des endroits abrités ou parmi les hélophytes. Au voisinage des bacs, il est soumis à un phénomène de dispersion par suite de la fréquence des vents qui balayaient l'étang. En 1969, le maximum s'élève à 9400 cell/l, en 1970, à 16 000 cell/l.

Dans le bac témoin, le développement des *Oedogonium* n'est jamais très important, bien que supérieur à celui observé en eau libre. En 1969, la population varie entre 300 et 27 300 cell/l, en 1970, entre 140 et 59 500 cell/l.

TABLEAU N° 59 - LES OEDOGONIALES

1969	2/5	16/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	30/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	938	191	1033	4217	3256	924	848	1172		16077	2810	1097	441	
T	441	12390	27324	3198	552	4360	13993	2346		3139	5009	3035	993	
E1	110	702	3767	33586	38764	29706	16863	306649		1873018	2244554	238056	50388	
E2	2759	24220	72408	41810	22176	15809	14310	12951		12755	9038	2628	7134	
E3	358	1573	1711	3828	2718	1467	218674	57633152		28518382	2078382	372289	3717168	
1970														
Et.	193	246	1366	1434	1314	1131	9397	662	3740	2207		607	1697	814
T	1683	5050	59478	15759	10308	3020	4360	8666	3587	1628		910	137	289
E1	86981	229321	210422	159455	215004	375001	482586	94944	412758	272688		17084	71566	69579
E2	2124	1145	10853	16946	10184	28414	2552	1077780	475410	59229		19729	2332	10129

Evolution du développement de la population des Oedogoniales en eau libre et dans les 4 bacs au cours des années 1969 et 1970.

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent aux nombres de cellules par litre d'eau.

Dans le bac E1, 2 ou 3 espèces se rencontrent en abondance pendant les deux années. En 1969, le maximum atteint 2 244 000 cell/l ; en 1970, il est moins élevé et ne dépasse pas 482 586 cell/l. L'espèce dominante a pu être identifiée, il s'agit de *Oedogonium epiphyticum*, déjà signalé dans l'étang.

Dans le bac E2, en 1969, pendant la première quinzaine du mois de juin, on observe une augmentation relativement importante du nombre des cellules d' *Oedogonium* (maximum : 72 400 cell/l). Elle est due, en grande partie, à *O. gunnii*, déjà trouvé en abondance dans le cylindre 1E, en présence de fortes teneurs en potassium et d'une concentration en azote nitrique de 2,5 mg/l. En 1970, le développement des *Oedogonium* se fait plus tardivement, à un moment où la teneur en azote nitrique avoisine 20 mg/l et celle du potassium, 80 mg/l. La densité de population est beaucoup plus considérable que l'année précédente puisque le maximum atteint 475 400 cell/l. Toutefois, l'absence de fructifications n'a permis aucune identification.

Dans le bac E3, l'apport de nitrate de calcium provoque la prolifération de plusieurs espèces d' *Oedogonium* malheureusement toutes stériles. Ce développement intense s'observe pendant les trois derniers mois de l'expérience.

Discussion

Dans les trois bacs expérimentaux, les *Oedogonium* répondent favorablement à l'apport de nitrates. Malheureusement, dans la littérature, on trouve peu de renseignements sur l'écologie des espèces de ce genre, qui puissent être comparés avec les résultats de cette expérience. Savouré (1972) a observé un rythme de croissance plus élevé d' *Oedogonium rufescens* quand le rapport Nitrates / Phosphates augmente. C'est également le cas dans les trois bacs expérimentaux. Cependant, il faut signaler que, comme pour les Chlorococcales, des teneurs en azote ammoniacal très élevées (supérieures à 10 mg/l) entraînent une diminution de la croissance des Oedogoniales (E1 en 1970).

3 . LES CHAETOPHORALES

En eau libre et dans les bacs T, E1 et E2, les Chaetophorales montrent toujours un développement discret. Par contre, dans le bac E3, *Stigeoclonium helveticum* prospère remarquablement pendant les trois derniers mois de l'expérience. Cette espèce avait déjà été trouvée en abondance dans le cylindre 1E et, à un degré moindre, dans le cylindre 1T, mais dans des conditions de milieu très différentes. Les seuls points communs sont : un pH élevé et une forte alcalinité. Cette algue se confirme donc comme ayant une très large valence écologique.

TABLEAU N° 60 - LES CHAETOPHORALES

1969	2/5	15/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	15/9	30/9	14/10	30/10
Et.	0	0		0		0		0	350		14	
T	0	0	4333	55	0	450	2842	0	0	0	0	0
E1	0	0	1779	55	7258	32	1866	468	1700	4500	9720	1380
E2	0	0	0	150	0	114	3795	0	0	1062	0	0
E3	0	0	0	0	9604	9305	437929	3303032	17095044	437598	119197	805920

Evolution du développement de la population de Chaetophorales en eau libre et dans les 4 bacs au cours de l'année 1969.

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

4 . LES ZYGNEMATALES

4.1. Eau libre

Aussi bien en 1969 qu'en 1970, le nombre des Zygnématales rencontrées reste faible. Le maximum dépasse à peine 1000 cell/l en 1969 et ne s'élève qu'à 648 cell/l en 1970. Toutefois, ce faible nombre de Zygnématales représente une assez grande quantité d'espèces; ainsi, en 1969, au moment du maximum, on en compte jusqu'à 17. Les Desmidiacées constituent l'essentiel de la population des Zygnématales, environ 80 % en moyenne. *Staurodesmus cuspidatus* var. *divergens* apparaît comme l'élément le plus constant du plancton.

4.2. Bac Témoin

Dans le bac T, le nombre des Zygnématales est, dans l'ensemble, plus élevé qu'en eau libre. En 1969, le maximum s'élève à 6655 cell/l, en 1970 à 12 005 cell/l. Chaque augmentation du nombre des Zygnématales est associée à la présence d'une algue filamenteuse, le plus souvent *Spirogyra* sp., mais aussi *Hyalotheca mu-cosa*. A l'intérieur de l'enceinte, les algues filamenteuses peuvent se développer sans être soumises à l'action des courants et des vents, ce qui explique les différences enregistrées entre l'eau libre et T, différences déjà observées pour les Oedogoniales. Dans le bac T, les Desmidiacées, même si elles sont peu abondantes, sont également représentées par une assez grande variété d'espèces.

4.3. Bac E1

En 1969, l'addition de nitrate d'ammonium a une influence néfaste sur le développement des Zygnématales. Seules quelques espèces subsistent ou apparaissent de façon sporadique. En 1970, à partir du mois de juin et jusqu'à l'arrêt de l'expérience, *Closterium acutum* se développe en grande quantité et représente 92 à 99 % des Zygnématales comptées. Cette espèce semble donc particulièrement bien s'adapter à des eaux riches en azote nitrique (6 à 11 mg/l) et en azote ammoniacal (9 à 15 mg/l), caractérisées en outre par une très faible alcalinité et un pH très acide.

4.4. Bac E2

L'addition de nitrate de potassium favorise le développement des Zygnématales en 1969 et 1970. La première année se caractérise par la présence d'une grande variété d'espèces : *Gonatozygon brebissonii*, *Cosmarium plurisp.* et *Staurastrum plurisp.* Ces trois genres sont dominants tour à tour. *Gonatozygon brebissonii* se développe le premier et atteint

TABLEAU N° 61 - LES ZYGNEMATALES

1969	2/5	17/5	2/6	16/6	28/6	13/7	28/7	15/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	220	121	938	1039	441	528	584	703		303	276	20	0	
T	82	535	6665	1105	276	993	579	489		241	1628	627	882	
E1	83	72	42	214	551	515	331	1172		220	0	311	414	
E2	110	882	4029	1105	4250	4215	11679	. 2732		4103	3780	82	1813	
E3	110	68	194	55	96	147	7310	1973251		5382000	5653	1069	26968	
1970														
Et.	255	243	179	275	441	248	537	496	165	248		110	648	344
T	648	455	800	1600	1214	358	1200	607	2608	12005		2842	3780	2663
E1	345	358	6624	110206	92334	6099	14938	24415	64170	13248		22079	13992	3794
E2	2014	1725	96	634	580	12323	12649	1840428	2255955	6577040		4793339	197851	186164

Evolution du développement de la population de Zygnématales en eau libre et dans les 4 bacs au cours des années 1969 et 1970.

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

TABLEAU N° 62 - LES DESMIDIACEES

1969	2/5	17/5	2/6	16/6	28/6	13/7	28/7	15/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	220	87	441	677	256	464	383	703		262	188	20	0	
T	82	366	800	612	220	414	469	462		241	1145	538	579	
E1	83	62	42	185	551	515	331	1147		220	0	55	414	
E2	110	858	4029	3075	4250	4204	11646	2677		4071	3781	82	1780	
E3	110	68	194	55	96	147	7810	1140428		5382000	5658	1069	13000	
1970														
Et.	227	138	138	220	388	193	413	220	96	82		14	152	69
T	179	172	124	579	924	165	497	496	483	303		1849	593	248
E1	265	358	6624	110206	92335	5409	14904	33782	6311	12144		21224	13054	2539
E2	1943	669	96	41	55	441	110	66792	174040	4471		2691	559	427

Evolution du développement de la population des Desmidiacées en eau libre et dans les 4 bacs au cours des années 1969 et 1970.

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

TABLEAU N° 63 - COSMARIUM Sp.

1969	2/5	19/5	2/6	17/6	1/7	14/7	28/7	15/8	31/8	15/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	0	1	110	124	268	32	92	20		138	86	0	0	
T	0	311	28	336	0	64	28	55		21	41	0	0	
E1	0	0	0	15	69	42	55	276		28	0	7	76	
E2	0	74	220	993	607	1518	6486	317		158	345	14	138	
E3	0	12	0	29	55	120	7810	1824304		4870020	2898	931	7728	
1970														
Et.	76	68	28	82	140	55	14	0	0	0		0	28	14
T	14	0	96	82	41	0	124	165	14	28		0	96	119
E1	137	110	137	4305	35	0	35	0	0	0		28	28	0
E2	83	310	34	0	28	441	110	66792	172040	4471		2599	382	414

Evolution du développement de la population du genre *Cosmarium* en eau libre et dans les 4 bacs au cours des années 1969 et 1970

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

TABLEAU N° 64 - *STAURASTRUM* sp.

1969	2/5	19/5	2/6	16/6	1/7	14/7	28/7	15/8	15/9	30/9	14/10	29/10
Et.	0	10	0	50	25	23	22	14	14	0	0	0
T	0	0	55	12	0	18	27	27	20	41	0	0
E1	0	0	0	0	27	27	.0	110	110	0	0	0
E2	0	62	138	264	234	387	1918	1973	3546	2469	48	427
E3	0	0	0	3	14	10	0	14712	373840	0	34	2208

Evolution du développement de la population du genre *Staurastrum* en eau libre et dans les 4 bacs au cours de l'année 1969.

TABLEAU N° 65 - *SPIROGYRA* sp.

1970	2/5	19/5	2/6	16/6	28/6	12/7	28/7	14/8	31/8	14/9	14/10	29/10	12/10
Et.	28	0	28	55	0	55	124	225	82	165	96	525	209
T	471	214	676	993	289	193	690	110	2125	11702	993	2428	2401
E1	82	0	0	0	0	690	35	55	1104	1056	855	938	1255
E2	69	158	0	441	524	11881	2539	1771896	2104818	10896415	4794016	197312	185736

Evolution du développement de la population du genre *Spirogyra* en eau libre et dans les 4 bacs au cours de l'année 1970.
 Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

son maximum au début du mois de juillet avec 3104 cell/l (dans le bac T, cette espèce ne dépasse jamais 110 cell/l). Le genre *Cosmarium* est prépondérant pendant une courte période, à la fin du mois de juillet. On note la présence d'une dizaine d'espèces parmi lesquelles *Cosmarium blyttii*, *C. humile*, *C. meneghinii*, *C. punctulatum* var. *subpunctulatum*, *C. impressulum*, mais aucune d'entre elles ne se montre particulièrement prospère. Le maximum s'élève à 6486 cell/l (dans le bac témoin, il n'atteint pas 350 cell/l). A partir du début août, et pratiquement jusqu'à la fin de l'expérience, le genre *Staurastrum*, principalement représenté par *S. polymorphum* et, à un degré moindre, par *S. tetracerum*, constitue l'élément dominant de la population des Zygnématales. Le nombre de *Staurastrum* en E2 (maximum : 3546 cell/l), même s'il n'est jamais très important, surpasse largement celui enregistré en T (maximum : 55 cell/l).

L'année 1970, à partir de la mi-juillet, est marquée par la présence d'une Spirogyre à un seul chloroplaste donnant naissance à une fleur d'eau. La quasi-totalité des Desmidiacées disparaît, sauf *Cosmarium meneghinii*, qui se trouve fréquemment dans le mucilage des *Oedogonium*, et *C. impressulum* qui apparaît de façon plus épisodique.

4.5. Bac E3

Dans le bac E3, à la même époque qu' *Oocystis solitaria* et *Stigeoclonium helveticum*, se développent quelques espèces de Zygnématales appartenant à la famille des Desmidiacées. Parmi celles-ci, *Cosmarium meneghinii* se montre l'espèce la plus prolifique puisqu'elle constitue plus de 60 % de la population (maximum : 3 237 340 cell/l). Une seule espèce de *Staurastrum*, *S. dilatatum*, absente dans le bac E2, montre également une croissance importante (maximum : 385 000 cell/l).

Discussion

Cosandey (1964) signale *Closterium acutum* comme espèce acidophile des tourbières, mais pouvant supporter un pH supérieur à 7. Tassinny (1970) l'a rencontré fréquemment dans un milieu eutrophe et dans une mare de ferme polluée. Le développement de cette algue dans le bac E1 ne semble pas en contradiction avec les observations antérieures, puisqu'elle a prospéré dans un milieu très acide (pH peu différent de 6), et en présence de fortes teneurs en azote nitrique et en azote ammoniacal. Par contre, cette espèce se révèle pratiquement absente dans les bacs E2 et E3 où, même si les concentrations en nitrates sont importantes, le pH de l'eau s'avère largement supérieur à 7. Les conditions de l'expérience laissent supposer que *Closterium acutum* préfère un milieu acide, mais elles ne permettent pas de mettre en évidence si l'une ou l'autre forme d'azote est utilisée préférentiellement. Toutefois, elles montrent que, contrairement à la plupart des Chlorococcales, de fortes teneurs en azote ammoniacal (supérieures à 10 mg/l) n'entravent pas la croissance de cette algue.

Braginski (1961), enrichissant l'eau de certains étangs d'U. R.S.S. en azote, potassium et phosphore, constate une augmentation de la productivité primaire. Quand le potassium est ajouté seul, la productivité reste stationnaire, ou même diminue. Par contre, des différences qualitatives apparaissent; les Desmidiacées deviennent dominantes, supplantant les Cyanophycées et les Euglénophycées. Selon Zafar (1964), les périodes de hautes concentrations en potassium coïncident avec les périodes du maximum de développement des Desmidiacées; pour cet auteur, de fortes teneurs en azote et en potassium favorisent la croissance de ces algues. Les résultats obtenus dans le bac E2, ainsi que dans le cylindre 2E pour *Staurostrum polymorphum* et *S. tetracerum*, confirment les observations de ces auteurs. L'apport d'azote nitrique et de potassium permet une meilleure croissance des Desmidiacées par rapport au bac témoin et, notamment, d'espèces qui n'y sont pratiquement jamais observées. Un essai de culture a été réalisé au laboratoire pour vérifier si ces observations se confirmaient *in vitro*.

CULTURE DE *STAURASTRUM POLYMORPHUM*

1) Technique

Ces cultures ont été réalisées en présence de nitrate de potassium et de nitrate de calcium. Des séries de 10 tubes à essai sont préparées de la même façon que pour les cultures précédentes. Les comptages sont effectués au microscope inversé, suivant la méthode préconisée par Lund et Al. (1958).

2) Résultats

TABLEAU N° 66					
CULTURE DE <i>STAURASTRUM POLYMORPHUM</i>					
(Algothèque du Museum)					
<i>Inoculum</i>	2100	Témoin	24100		
N-NO ₃ ⁻ : 5 mg/l K : 13,9 mg/l	80166	N-NO ₃ ⁻ : 10 mg/l K : 28 mg/l	74400	N-NO ₃ ⁻ : 20 mg/l K : 55,8 mg/l	72900
N-NO ₃ ⁻ : 5 mg/l Ca : 7,1 mg/l	62750	N-NO ₃ ⁻ : 10 mg/l Ca : 14,3 mg/l	68000	N-NO ₃ ⁻ : 20 mg/l Ca : 28,6 mg/l	60166

NB. Les résultats sont exprimés en nombres de cellules par litre.

Comme pour les deux Chlorococcales précédemment cultivées, si l'élévation de la teneur en azote nitrique n'entraîne aucune augmentation de la croissance de *Staurastrum polymorphum*, celui-ci montre toujours un meilleur développement en présence de potassium qu' en présence de calcium.

Les résultats obtenus *in vitro* confirment donc les observations faites sur le terrain.

Une ou plusieurs espèces dominantes éliminent ou limitent directement la croissance des autres espèces en excrétant dans le milieu des substances inhibitrices; ce phénomène, appelé hétéroantagonisme, a été mis en évidence surtout grâce aux travaux de Lefèvre, Jakob et Nisbet (1949, 1951, 1952, 1958), mais aussi par ceux de Jorgensen (1956) et Proctor (1957). On peut penser qu'un tel phénomène explique, en grande partie, la disparition de la quasi-totalité des Desmidiacées dans le bac E2 en 1970. Il faut d'ailleurs signaler que les deux principales espèces qui subsistent, *Cosmarium meneghinii* et *C. impressulum*, ne se développent que dans le mucilage des *Oedogonium*. Cette action défavorable de la présence massive de Spirogyres sur les Desmidiacées a déjà été observée dans les cylindres 1E et 1T en 1966.

Selon Zafar (1964), lorsque les concentrations en calcium dépassent 20 mg/l, la plupart des Desmidiacées semblent stopper leur multiplication. Quelques unes, cependant, comme *Euastrum insulare*, ne paraissent pas être sérieusement affectées. Pour cet auteur, on peut conclure avec certitude, qu'une teneur en calcium supérieure à 40 mg/l stoppe la croissance de presque toutes les Desmidiacées rencontrées dans les étangs qu'il étudiait. Tassigny (1970) a également observé dans la nature une élimination progressive des espèces au fur et à mesure que les quantités de calcium augmentent dans les milieux, sans que les concentrations en matières humiques aient évolué. Dès que le seuil de 20 mg/l est atteint, un certain nombre d'espèces disparaissent complètement. Le même auteur, étudiant expérimentalement l'effet du calcium sur quelques Desmidiacées, a mis en évidence que l'influence de ce cation peut être complètement nulle dans le cas des espèces les plus tolérantes; par contre, la multiplication des espèces provenant des milieux oligocalciques est profondément affectée. Dans le bac E3, l'apport de nitrate de calcium ne peut donc favoriser que les espèces plutôt calciphiles ou pouvant tolérer l'augmentation de la teneur en calcium (jusqu'à 25 mg/l). Le développement de *Cosmarium meneghinii*, connu comme une espèce eurytope et même eutrophe, n'est donc pas étonnant, alors que la plupart des autres *Cosmarium* disparaissent. Il faut d'ailleurs remarquer que *C. meneghinii* se développe aussi bien en présence de nitrate de potassium (E2, cylindres 1E et 2E) que de nitrate de calcium. Les données antérieures fournissent peu de renseignements sur les besoins écologiques de *Staurastrum dilatatum*, le seul *Staurastrum* présent en E3; dans les conditions de l'expérience, sa croissance semble favorisée par de fortes teneurs en azote nitrique, un pH voisin de 8 et une concentration en calcium supérieure à 20 mg/l.

Les Zygnématales fournissent un des meilleurs exemples d'un genre important d'algues presque toutes limitées aux eaux douces. Les Desmidiées sont, en général, caractéristiques des eaux dont la salinité totale des eaux est faible; une minorité d'entre elles peut se développer dans les eaux calcaires (Lund, 1965; Zafar, 1964; Tassigny, 1970), et un très petit nombre dans les eaux plutôt salées (Kosinskaya, 1960). Dans les régions tempérées, cela signifie qu'on les rencontre dans des eaux pauvres en bicarbonate de calcium et à pH acide. Les observations faites dans le bac E2 et le cylindre 2E sont en contradiction avec ce qui précède. Il semble que beaucoup de Desmidiacées peuvent se multiplier à des valeurs du pH et de l'alcalinité élevées, à condition que le rapport $\text{Na} + \text{K} / \text{Ca} + \text{Mg}$ reste supérieur à 1. Ceci est confirmé par les observations de Talling et Talling (1965). En effet, ces chercheurs indiquent que, si le calcium, et peut-être le magnésium, sont remplacés par le sodium comme cation dominant, les Desmidiées peuvent vivre dans des eaux très alcalines. Cette interprétation se révèle donc également valable pour le potassium. Dans le bac E3, le rapport M/D devient inférieur à 1; la disparition de la plupart des Desmidiacées, en particulier des *Staurostrum* et des *Cosmarium*, et même de la Mésoténiacée *Gonatozygon brebissonii*, serait due au fait que ces algues sont plus calciphobes qu'acidophiles.

Dans les trois bacs expérimentaux, des espèces se développent, différentes suivant la forme d'azote ajoutée. L'ammoniaque, le potassium et le calcium jouent un rôle important dans la répartition des différentes espèces à l'intérieur des enceintes.

5 . LES CHRYSOPHYCEES

5.1. Eau libre

Dans l'étang, au cours de l'année 1969, les Chrysophycées présentent deux maximums, l'un à la fin du printemps (18 174 cell/l), l'autre au début de l'automne (14 500 cell/l). Au mois de juin, *Dinobryon cylindricum* représente 79 % de la population de ce grand groupe d'algues, *D. bavaricum*, le reliquat. Pendant les mois de septembre et octobre, ce dernier apparaît, à son tour, comme l'élément dominant, et constitue même par moments, la totalité de la population des Chrysophycées.

En 1970, les Chrysophycées présentent, à nouveau, un pic à la fin du printemps, mais c'est *D. bavaricum* qui compose la quasi-totalité de la population. Cette espèce se développe ensuite avec des hauts et des bas jusqu'à l'arrêt de l'expérience et demeure l'élément fondamental de la population des Chrysophycées.

TABLEAU N° 67 - LES CHRYSOPHYCEES

1969	2/5	18/5	2/6	16/6	28/6	13/7	28/7	15/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	303	114	10848	18174	1415	317	1348	1786		14559	13938	14331	10412	
T	1021	18	8031	10579	2135	193	2539	2916		14324	3952	7873	9411	
E1	82	1036	510	6	0	0	0	0		0	1607	5658	50715	
E2	75	6	96	18	28	170	0	704		76	55	400	248	
E3	551	1189	3380	0	0	0	0	0		0	0	172	0	
1970														
Et.	1573	1348	579	17149	7434	6706	358	3753	6058	248		171	4705	2925
T	1021	1504	731	11591	3339	5436	331	2925	10074	1793		276	5933	8141
E1	7493	3367	2937	1241	448	278677	4450	34776	5244	3588		828	441	1472
E2	966	407	21	1904	55	0	14	0	0	55		0	76	76

Evolution du développement de la population des Chrysophycées en eau libre et dans les 4 bacs au cours des années 1969 et 1970

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

TABLEAU N° 68 - *DINOBRYON BAVARICUM*

1969	2/5	17/5	2/6	15/6	28/6	14/7	28/7	14/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	303	25	253	3766	2872	312	1237	1732		11674	12611	14331	9496	
T	496	6	5934	171	910	193	2428	1214		12868	3935	7859	6182	
E1	83	367	0	0	0	0	0	0		0	276	0	0	
E2	75	50	13	18	13	0	0	7		75	55	400	248	
E3	496	167	0	0	0	0	0	0		0	0	172	0	
1970														
Et.	1089	428	207	16891	11877	6568	261	3312	6015	248		28	1559	1821
T	441	1041	110	9494	3118	5409	303	1932	9839	192		96	703	5995
E1	4691	1835	248	993	0	0	35	0	0	0		0	138	110
E2	648	303	0	1711	55	0	14	0	0	0		0	0	69

Evolution du développement de la population de *Dinobryon bavaricum* en eau libre et dans les bacs au cours des années 1969 et 70. 217

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

TABLEAU N° 69 - *DINOBYRON CYLINDRICUM*

1969	2/5	17/5	2/6	16/6	28/6	13/7	28/7	15/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	0	89	0	14417	3274	5	0	0		13	0	0	0	0
T	524	0	1131	10048	1159	0	0	0		0	0	13	3229	0
E1	0	1106	510	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
E2	0	0	0	0	13	0	0	0		0	0	0	0	0
E3	55	1007	3380	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
1970														
Et.	483	220	28	0	0	0	96	55	0	0		0	0	0
T	317	21	69	606	0	0	28	496	0	0		0	0	0
E1	275	234	110	55	41	274537	1621	34555	0	828		0	28	0
E2	317	0	0	0	41	0	0	0	0	0		0	0	0

Evolution du développement de la population de *Dinobryon cylindricum* en eau libre et dans les bacs en 1969 et 1970.

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux; Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

5.2. Bac Témoin

Dans le bac témoin, aussi bien en 1969 qu'en 1970, les Chrysophycées ont le même rythme de croissance que dans l'étang. Les deux années, le maximum de printemps s'avère inférieur à celui enregistré en eau libre; la seconde année, on constate également l'effacement de *Dinobryon cylindricum* devant *D. bavaricum*. Toutefois, il faut noter qu'en eau libre, comme dans le bac T, la densité de population n'est jamais très importante.

5.3. Bac E1

En 1969, l'apport de nitrate d'ammonium se révèle néfaste aux Chrysophycées pendant la plus grande partie de l'expérience. Toutefois, au mois d'octobre, on observe le développement de *Mallomonas akrokomos* et de *M. reginae* var. *glabra* (maximum : 50 715 cell/l). Ces deux espèces constituent alors la totalité de la population des Chrysophycées. En 1970, pendant les mois de juillet et août, l'augmentation du nombre des Chrysophycées concerne uniquement *Dinobryon cylindricum* (maximum : 274 530 cell/l à la mi-juillet). Cette même année, pendant toute la durée des comptages, cette espèce n'apparaît qu'à l'état tout à fait sporadique, aussi bien dans le bac T que dans l'étang.

5.4. Bac E2 et Bac E3

L'enrichissement en nitrate de potassium et en nitrate de calcium provoque le déclin des Chrysophycées. En 1970, il faut remarquer que, dans le bac E3, l'addition de nitrate de calcium n'entraîne aucune augmentation de la teneur en azote nitrique et en calcium par suite d'une fêlure survenue à la base d'un des côtés du bac; les Chrysophycées présentent alors la même évolution que dans le bac T et en eau libre.

Discussion

Les *Mallomonas* se rencontrent aussi bien en milieu eutrophe qu'en milieu oligotrophe. Les besoins nutritifs des différentes espèces paraissent encore mal connus, ne serait-ce que, bien souvent, à cause des difficultés d'identification. Hutchinson (1967) tient *Mallomonas akrokomos* pour une espèce hivernale; cette espèce se développe dans des milieux très différents, mais plus abondamment dans les lacs eutrophes. Selon Bethge (1952), cette espèce montre une bonne résistance à un déficit en oxygène et à la présence d'hydrogène sulfureux. On peut donc considérer cette algue comme une espèce à très large valence écologique. Par contre, les informations sur les différents types d'eau où l'on rencontre *Mallomonas reginae* var. *glabra* manquent. Dans les conditions de l'expérience, des teneurs en azote nitrique de l'ordre de 10 mg/l, et en azote ammonia-

cal avoisinant 5 mg/l, associées à une faible alcalinité et un pH acide, favorisent la croissance de ces deux espèces. De plus, elles semblent se développer à des températures inférieures à 15°. Tout au moins en ce qui concerne *Mallomonas reginae* var. *glabra*, cette tendance se confirme en 1970; en effet, cette espèce montre un début de croissance au mois de mai, toujours dans le bac E1; elle disparaît dès que la température dépasse 15°.

Selon Tucker (1947), Bozniak et Kennedy (1968) et Savouré (1972), une augmentation de l'alcalinité provoque une accélération du rythme de croissance des *Dinobryon* (*D. divergens* et *D. sertularia*). Ces observations sont en contradiction avec ce qui a été observé, tout au moins en ce qui concerne *D. bavaricum* et *D. cylindricum* dans les bacs E2 et E3, mais aussi dans les cylindres 1E, 1T et 2E. Leur disparition presque totale dans les bacs E2 et E3 accompagne l'augmentation du pH et de l'alcalinité. Par contre, le développement de *D. cylindricum*, observé dans le bac E1 en 1970, coïncide avec de faibles valeurs du pH et de l'alcalinité.

Selon certains auteurs (Hutchinson, 1967), les *Dinobryon* apparaissent, dans les lacs et les étangs, généralement, mais pas toujours, après le maximum printanier des Diatomées. Il y a alors diminution des concentrations en substances nutritives, notamment en phosphore et en azote, ce qui permettrait alors aux *Dinobryon* de se développer momentanément dans les lacs eutrophes. Les résultats obtenus dans le bac E1 ne semblent pas concorder avec les données antérieures, tout au moins en ce qui concerne l'azote. En effet, *D. cylindricum* s'adapte très bien à de très hautes teneurs en azote nitrique (15 mg/l) et ammoniacal (14 mg/l).

L'apport de nitrate de potassium ou de nitrate de calcium se révèle néfaste aux Chrysophycées. L'addition de nitrate d'ammonium a un effet bénéfique pour trois espèces : *Mallomonas akrokomos*, *M. reginae* var. *glabra* et *Dinobryon cylindricum*. Dans les conditions de l'expérience, des pH acides et de faibles valeurs de l'alcalinité semblent nécessaires à ces espèces pour leur permettre d'utiliser l'azote.

6 . LES EUGLENOPHYCEES

En eau libre, aussi bien en 1969 qu'en 1970, le nombre des Euglénophycées comptées demeure faible. Les *Euglena*, *Phacus* et *Trachelomonas* n'ont qu'un développement très sporadique et limité. Les maximums enregistrés sont, le plus souvent, dus à la présence de *Colacium vesiculosum*.

Dans le bac témoin, on observe une évolution similaire à celle

TABLEAU N° 70 - LES EUGLENOPHYCEES

1969	2/5	17/5	2/6	16/6	29/6	14/7	28/7	14/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	275	695	9	2108	1715	1517	2350	1697		1159	1203	538	248	0
T	331	366	2387	651	1600	2729	6099	1986		1711	1559	317	331	0
E1	27	1436	7753	21553	607	1504	1766	55		0	0	476	69	0
E2	634	298	82	56	220	2750	96	165		138	212	41	82	0
E3	689	174	1600	41	13	64	0	0		0	0	0	0	0
1970														
Et.	179	274	607	1959	2816	3201	3905	3864	2967	6209		979	3394	1752
T	317	337	455	3118	2911	3339	3187	4416	2332	7037		1711	4659	4912
E1	2939	3146	717	3118	138	30084	586	0	276	0		143	440	717
E2	400	559	593	2925	5147	17206	13206	9108	0	215		0	400	28

Evolution du développement de la population des Euglénophycées en eau libre et dans les bacs au cours des années 1969 et 1970.

Légendes - Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

TABLEAU N° 71 - COLACIUM VESICULOSUM

1969	2/5	17/5	2/6	16/6	29/6	14/7	28/7	14/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	0	694	0	1953	1416	979	1854	48		0	0	0		
T	82	323	2014	425	910	1922	55	0		0	0	0	0	
E1	0	1349	7134	21544	607	1421	1766	55		0	0	476	0	
E2	0	174	55	55	207	2695	27	69		82	193	14	0	
E3	0	75	1600	25	0	0	0	0		0	0	0	0	
1970														
Et.	14	132	234	1904	2150	2649	3726	2263	2028	5740		179	1034	1421
T	69	179	234	2925	2649	2704	2787	2818	1586	6265		593	3408	4484
E1	1821	2939	0	2373	0	30084	586	0	138	0		193	110	441
E2	0	400	558	2897	5133	17636	13206	9108	0	550		0	62	27

Evolution du développement de la population de *Colacium vesiculosum* en eau libre et dans les bacs au cours de 1969 et 1970.

Légendes - Et. : eau libre; T : témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent au nombre de cellules par litre d'eau.

constatée en eau libre, avec la même remarque en ce qui concerne les maximums. Dans les trois bacs expérimentaux, l'apport de nitrate d'ammonium, de potassium ou de calcium se révèle plutôt néfaste à l'ensemble de la population d'Euglénophycées. Dans les bacs E1 et E2, l'augmentation du nombre des algues de ce groupe par rapport au bac T concerne uniquement *Colacium vesiculosum*. Dans le bac E3, cette espèce disparaît rapidement.

Discussion

Comme nous l'avons déjà vu au cours de la seconde partie de ce travail, les formes d'azote utilisées par les Euglénophycées sont très variées et diffèrent même suivant les espèces à l'intérieur du même genre. C'est pourquoi, quand une étude globale des Euglénophycées est réalisée, les auteurs sont rarement d'accord entre eux sur l'influence de telle ou telle forme d'azote. Selon Rao (1955) et Zafar (1959), les Euglénophycées régressent lorsque le taux d'azote ammoniacal augmente. Krzeczowska-Woloszyn (1971) constate, dans un étang fertilisé par du nitrate d'ammonium et des superphosphates, une augmentation du nombre des algues de ce groupe par rapport, non seulement à l'étang témoin, mais également par rapport à un étang fertilisé uniquement avec des superphosphates. En accord avec Starmach (1969), cet auteur pense que l'azote, sous forme de nitrate d'ammonium, favorise le développement des Euglénophytes, en particulier des *Trachelomonas* (*T. volvocina*, *T. hispida* var. *coronata* et *T. armata*) et des *Colacium*. Les résultats obtenus dans le bac E1 montrent que cette hypothèse ne semble pas justifiée; aucune des espèces de *Phacus*, *Trachelomonas* ou *Euglena* présentes dans le bac T ne répond favorablement à l'apport de nitrate d'ammonium, tout au moins dans les conditions de l'expérience. Par contre, en accord avec Rao et Zafar, on peut penser que la présence de fortes teneurs en azote ammoniacal a un effet néfaste sur la plupart des Euglénophycées. Le cas de *Colacium vesiculosum* semble un peu différent : en effet, dans les bacs E1 et E2, il montre par moments une croissance plus importante que dans le bac témoin. Cependant, on peut penser que l'abondance de cette espèce, rencontrée uniquement sous sa forme fixée, est beaucoup plus déterminée par la présence de tel ou tel être vivant que par les conditions du milieu.

Cette seconde expérience montre que de fortes teneurs en azote nitrique ne suffisent pas à augmenter la croissance des Euglénophycées. Nous avons d'ailleurs vu, au cours de l'expérimentation réalisée à l'aide de petits cylindres, que le développement d'importantes populations d'algues de ce groupe n'est pas obligatoirement liée à la présence d'azote, mais accompagne toujours de fortes teneurs en fer ou, tout au moins, les processus qui provoquent leur apparition.

7 . LES PYRROPHYCEES

En eau libre, les Pyrrophycees apparaissent, le plus souvent, comme des éléments mineurs du plancton. En 1969, le maximum s'élève à 13 367 cell/l ; en 1970, il ne dépasse pas 1846 cell/l. Le chiffre relativement élevé obtenu la première année s'explique par la fréquence momentanée des *Ceratium hirundinella* rencontrés (12 933 cell/l).

Dans le bac témoin, la population de Pyrrophycees présente la même évolution qu'en eau libre, la seule différence étant la croissance moins importante des *Ceratium hirundinella* au cours de la première année. Les maximums s'élèvent à 5344 cell/l en 1969, et 2966 cell/l en 1970. Les mêmes espèces, *Ceratium hirundinella*, *Peridinium gatunense* et *P. inconspicuum* se rencontrent, le plus souvent, en eau libre et dans le bac T.

Dans le bac E1, l'addition de nitrate d'ammonium a un effet bénéfique, limité dans le temps, sur la croissance de certaines Pyrrophycees, en particulier *Peridinium willei*, *Cryptomonas ovata* et *C. erosa*. En octobre 1969 et juin 1970, *P. willei* constitue la totalité de ce grand groupe d'algues (maximum : 92 253 cell/l et 19 927 cell/l). Au moment de leur croissance maximale, en octobre 1970, les *Cryptomonas* sont représentés par 24 877 cell/l.

Dans les bacs E2 et E3, on observe la disparition quasi totale des Pyrrophycees au bout de deux mois d'expérience.

Discussion

Dans les bacs E2 et E3, l'enrichissement en nitrate de potassium et en nitrate de calcium provoque le déclin des Pyrrophycees. Dans les deux bacs, les espèces les plus fréquentes disparaissent. Comme pour les Chrysophycees, seul l'apport de nitrate d'ammonium se révèle bénéfique pour certaines Pyrrophycees. *Peridinium willei* peut être considéré comme une espèce eurytope (Hutchinson, 1967). Dans les conditions de l'expérience, cette espèce semble préférer les eaux riches en azote nitrique (6 à 10 mg/l) et ammoniacal (5 à 13 mg/l), à bas pH et faible alcalinité, mais dont la température ne dépasse pas 15°, c'est à dire les mêmes conditions que pour *Mallomonas reginae* var. *glabra*.

Selon Pringsheim (1956), Willen (1961) et Ruttner (1963), les *Cryptomonas* apparaissent souvent dans les eaux à faible teneur en oxygène; cette expérience montre qu'ils peuvent également se développer dans des eaux bien oxygénées. *Cryptomonas ovata* et *C. erosa* ont également été rencontrés, en assez grande quantité, dans le cylindre 1T, en présence de teneurs en azote nitrique et en azote ammoniacal très faibles. L'azote

TABLEAU N° 72 - LES PYRROPHYCÉES

1969	2/5	19/5	2/6	16/6	29/6	14/7	28/7	14/8	31/8	14/9	30/9	14/10	29/10	12/11
Et.	248	519	8453	13367	9676	225	445	427		134	192	0	148	
T	55	727	2208	5344	2373	193	1517	1538	22	227	193	0	220	
E1	728	658	662	49	28	14	110	358		441	9798	6575	92253	
E2	634	367	469	55	83	9	0	0		14	0	0	28	
E3	138	466	496	43	55	0	0	0		0	220	0	0	
1970														
Et.	96	124	179	441	376	1846	234	551	14	355		97	96	167
T	179	138	275	634	234	687	2966	441	386	303		151	96	28
E1	634	110	3174	19927	1311	110	35	110	138	0		24877	5202	469
E2	424	993	255	248	14	0	28	0	0	55		55	0	0

Evolution du développement de la population des Pyrrophycées en eau libre et dans les 4 bacs au cours des années 1969 et 1970.

Légendes : Et. : eau libre; T : bac témoin; E1, E2 et E3 : bacs expérimentaux. Les chiffres représentent les moyennes des comptages en surface et en profondeur et correspondent aux nombres de cellules par litre d'eau.

n'intervient donc pas comme un facteur déterminant dans la croissance de ces organismes, ce que confirme la revue de la littérature faite par Fjerdingsstad (1965).

8 . CONCLUSION

Dans les trois bacs expérimentaux, les nouvelles conditions, créées par l'apport de différentes formes d'azote, conduisent à la formation de milieux en quelque sorte sélectifs. En E1, E2 et E3, on enregistre une diminution du nombre des espèces comptées mais, par contre, on observe l'épanouissement de quelques unes d'entre elles qui semblent trouver un milieu particulièrement favorable à leur développement. Outre l'azote nitrique, dans les conditions stationnelles, l'ammonium, le potassium et le calcium semblent aussi jouer un rôle important dans le type de population algale qui se développe à l'intérieur des grands bacs. Contrairement à ce qui se produit dans la première expérimentation, où la flore algale des micro-milieus isolés par les cylindres témoins peut devenir très différente de celle de l'eau environnante, le bac témoin joue ici pleinement son rôle et les modifications y sont très faibles par rapport à l'étang. Ce dispositif expérimental permet d'apporter des précisions sur l'écologie de quelques algues et de fournir des données pour une étude complémentaire au laboratoire.

CONCLUSION GENERALE

Le but de ce travail était de rechercher un dispositif expérimental permettant d'étudier *in situ* si des variations significatives d'un facteur défini, en l'occurrence l'azote nitrique, étaient suivies de modifications de la flore algale. Il s'avèrait donc nécessaire de bien connaître le milieu d'implantation de ce dispositif expérimental : l'étang du Pas-du-Houx, situé dans le Massif Armoricaïn.

Cet étang se caractérise par des eaux faiblement minéralisées. Parmi les facteurs étudiés, les principales variations concernent la température, les phosphates et la silice dans trois stations, les matières organiques, le fer et le manganèse à la quatrième station située parmi les sphaignes. L'étude classique des résultats est confirmée par l'analyse factorielle des correspondances.

La flore algale de l'étang s'avère extrêmement variée puisque 629 espèces et 156 variétés ont pu être déterminées. Elle se compose essentiellement d'algues appartenant au périphyton, les Diatomées et les Desmidiacées constituant les groupes dominants. De très nombreuses espèces nouvelles pour la Bretagne, dont quelques unes très rares, ont été rencontrées dans cet étang. Parmi les plus intéressantes, citons : *Cyanoptyche gloeocystis*, *Scenedesmus heimii*, *Eunotia polydentula* var. *crenata*, *Pinnularia alpina*, *Ducelleria chodatii*, *Phacus chloroplastes*, et encore, *Ceratoneis arcus* var. *amphioxys*, espèce typiquement montagnarde; rappelons encore la présence de quelques espèces réputées saumâtres, notamment *Nitzschia scalaris* et *Nitzschia obtusa*.

Le caractère oligotrophe de l'étang du Pas-du-Houx, déjà mis en évidence par l'étude des caractères physico-chimiques, se trouve ici confirmé par les valeurs obtenues pour les coefficients de Nygaard (1949). Ceux-ci se révèlent valables à condition de noter toutes les espèces présentes et non plus seulement les espèces planctoniques ou supposées telles; dans ces conditions, les valeurs des coefficients :

$$c = \frac{\text{Chlorococcales}}{\text{Desmidiacées}}$$

$$C = \frac{\text{Cyanophycées} + \text{Chlorococcales} + \text{Centrales} + \text{Euglénophycées}}{\text{Desmidiacées}}$$

doivent être légèrement augmentées par rapport à celles données par Nygaard pour les étangs danois.

La notion d'algues indicatrices d'oligotrophie a été discutée dans le cadre de l'étang du Pas-du-Houx. Malgré les difficultés rencontrées, comme dans toute classification, certaines espèces peuvent être considérées comme préférant les eaux faiblement minéralisées mais, dans le cas présent, il s'avère difficile de séparer les espèces oligotrophes vraies des espèces sphagnophiles qui se répandent dans toute la masse d'eau. On considère ici que les algues dominantes ne peuvent être données comme caractéristiques du milieu car, le plus souvent, elles possèdent une large valence écologique. Dans les étangs oligotrophes, il faut, sans doute, envisager l'existence de races physiologiques, notamment pour certaines Chlorococcales. Leur mise en évidence serait possible en isolant la même espèce à partir de milieux différents et en étudiant ses besoins nutritifs au laboratoire.

A partir de ce travail, la possibilité de définir des associations d'algues dans l'étang du Pas-du-Houx a été examinée. On peut reconnaître trois grands types d'associations parmi celles proposées par Symoens (1957) pour les étangs entourés de sphaignes : en eau libre, l'association à *Dinobryon cylindricum*, *D. bavaricum*, etc...; parmi les hélophytes, l'association à Chlorophycées filamenteuses et *Closterium* communs, *Gloeochaete wittrockiana*, *Cosmarium* sp., etc... Pour cette association, l'analyse factorielle des correspondances a mis en évidence le noyau central des espèces communes aux stations 1, 2 et 3. Enfin, en bordure, à la station 4, se situe l'association à *Micrasterias truncata* et *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*. On peut également y définir une sous-association caractérisée par des *Trachelomonas*, les années où le fer apparaît en quantité importante dans le milieu.

Dans l'étang du Pas-du-Houx, la pauvreté en calcium et la faible minéralisation de l'eau sont les caractères fondamentaux du milieu. Le rapport $\text{Na} + \text{K} / \text{Ca} + \text{Mg}$ supérieur à 1, dont le rôle a déjà été mis en évidence par de nombreux auteurs, détermine probablement le type de population algale se développant dans l'eau. A l'exception du fer pour les Euglénophycées, les facteurs chimiques étudiés ne semblent pas intervenir finement dans le dynamisme des espèces; les fluctuations saisonnières de la microflore dépendent essentiellement des variations de la température.

Au cours du premier essai d'écologie expérimentale, les volumes d'eau peu importants isolés par les cylindres constituent des micro-milieus dont la composition subit des modifications importantes. Aussi bien dans les cylindres témoins que dans les cylindres expérimentaux, c'est à dire indépendamment de l'addition de nitrate de potassium, on constate, par rapport à l'étang, un enrichissement de l'eau des enceintes (surtout 1E et 1T) pour la plupart des ions dosés, sauf les sulfates et les phosphates. C'est un phénomène analogue à celui observé dans l'hypolimnion des lacs et dans le bac anaérobie de Mortimer (1942). Il y a formation, dans les cylindres, à la partie supérieure de la vase, d'une microzone réductrice qui permet le passage de certains

ions de la vase vers l'eau; il en résulte des variations brutales et considérables de certains facteurs tels, par exemple, le fer, le manganèse, le calcium ou la silice. Cette microzone s'établit, le plus souvent, à la belle saison, pendant une période variable selon la nature et l'épaisseur de la vase aux endroits où sont placées les enceintes, ce qui explique les différences pouvant exister entre celles-ci du point de vue de la composition chimique de l'eau. Les résultats de ce travail montrent que ce dispositif expérimental constitue un excellent moyen d'étude des échanges vase-eau dans les étangs de faible profondeur.

Du point de vue algal, les modifications dues au confinement du milieu masquent en partie les effets de l'apport d'azote nitrique (ici, sous forme de nitrate de potassium) sur les populations algales. Toutefois, dans les conditions de l'expérience, l'addition de nitrates semble favoriser la croissance de certains *Trachelomonas*, en particulier *T. acanthostoma* var. *minor*; il n'en est pas de même pour les Euglènes, notamment *E. granulata*, *E. pisciformis*, *E. sanguinea* et *E. viridis*. Un caractère commun réunit toutefois les Euglénophycées dans l'étang (station 4) et dans les cylindres : le développement d'importantes populations est toujours associé à de fortes teneurs en fer.

L'addition de nitrate de potassium provoque une augmentation du pH et de l'alcalinité. Cette expérience montre que la plupart des Desmidiacées, rencontrées habituellement dans des conditions de pH acide, peuvent se développer aussi bien, sinon mieux, dans un milieu basique en présence d'une forte alcalinité (cylindre 2E en 1967).

Par ailleurs, on a pu constater la difficulté d'utiliser les Diatomées comme indicateurs biologiques; en effet, la quasi-totalité de ces algues semblent indifférentes aux variations des facteurs abiotiques, notamment le fer et le manganèse. Il en est de même pour deux Chaetophorales : *Chaetophora elegans* et *Stigeoclonium helveticum*. Par contre, les Chrysophycées, la majorité des Cyanophycées et des Chlorococcales (à l'exception de certains *Scenedesmus*), se révèlent peu tolérantes.

Dans les cylindres, la présence de 56 espèces d'algues non observées dans l'étang, porte à 685 le nombre total des espèces identifiées. Parmi ces 56 espèces, la présence de 11 Euglénophycées est le fait le plus caractéristique.

Cette première expérimentation met en évidence que, par suite des modifications qui peuvent intervenir dans les milieux isolés par de petites enceintes, l'étude de l'influence, sur les populations algales, d'un facteur chimique défini, est rendue très difficile. En effet, on peut considérer que le cylindre témoin 1T devient lui-même un cylindre expérimental par suite des changements qui s'y produisent tant du point de vue algal que du point de vue chimique. Ce dispositif

expérimental peut donc être utilisé pour une étude de la "tolérance" des algues à des variations du milieu où elles vivent, car il a l'avantage d'éviter la dispersion des substances nutritives (ajoutées ou non) et des organismes, tout en préservant les échanges vase-eau. La participation de divers spécialistes, en particulier biochimiste et microbiologiste, permettrait une étude beaucoup plus approfondie des facteurs qui interviennent dans la croissance massive de certaines algues, notamment, dans le cas présent, des Euglénophycées. Cette première expérimentation fait apparaître que l'utilisation de petites enceintes peut se révéler d'autant plus utile pour l'étude de l'écologie des algues d'eau douce qu'elle serait réalisée dans le cadre d'un travail d'équipe.

Dans la troisième partie de ce travail, j'ai étudié l'influence de différentes formes de nitrates (d'ammonium, de potassium ou de calcium) sur les populations algales isolées à l'aide de grandes enceintes. Dans cette seconde expérience, les seuls facteurs chimiques qui se trouvent modifiés sont inhérents à la forme d'azote ajoutée.

Les Chlorococcales ont réagi diversement aux différentes formes d'azote ajoutées. Certaines espèces, telles *Scenedesmus oahuensis*, *S. abundans*, *Crucigenia apiculata* et *Oocystis solitaria* ont montré une augmentation importante de leur croissance; d'autres, telles *Pediastrum duplex*, *P. boryanum*, *Dictyosphaerium pulchellum*, supposées favorisées par de hautes teneurs en nitrates, déclinent.

Les Oedogoniales, tout au moins quelques espèces, se sont développées en abondance dans les trois bacs expérimentaux; *Stigeoclonium helveticum*, une des rares Chaetophorales présentes, prolifère à la suite de l'addition de nitrate de calcium.

En ce qui concerne les Zygnématales, et plus particulièrement les Desmidiacées, le cation qui accompagne la forme d'azote ajoutée joue un grand rôle. L'ammonium et le calcium éliminent la plupart des Desmidiacées alors que le potassium, s'il n'entraîne pas une augmentation spectaculaire de leur croissance, permet à une grande variété d'espèces de se développer. Cette seconde expérience confirme ce qui avait déjà été observé dans les cylindres : l'augmentation du pH et de l'alcalinité n'entrave pas la multiplication des Desmidiacées à condition que le rapport $\text{Na} + \text{K} / \text{Ca} + \text{Mg}$ reste supérieur à 1.

L'apport de nitrate d'ammonium a un effet positif sur quelques espèces de Chrysophycées et de Pyrrophycées; par contre, aucune des formes d'azote ajoutées ne favorise le développement des Euglénophycées.

Cette seconde expérience met en évidence que, seules, quelques espèces répondent à l'apport de différentes formes de nitrates. Ce dis-

positif expérimental constitue un excellent moyen d'étudier les différents facteurs limitant la croissance des algues et, par suite, le phénomène d'eutrophisation des étangs oligotrophes. En effet, il est facile d'imaginer plusieurs séries d'expériences avec un nombre plus important de bacs enrichis, soit en nitrates, soit en phosphates, ou les deux en même temps. De plus, d'un point de vue pratique, ce dispositif expérimental peut permettre d'étudier les types de fertilisants les plus favorables au développement des formes de phytoplancton demandées dans les étangs de pisciculture.

Ces essais d'expérimentation, utilisant des enceintes sans fond ni couvercle, fournissent des résultats qui, si imparfaits soient-ils, permettent de penser que ce nouveau type d'approche expérimentale ouvre une voie nouvelle pour l'étude de l'écologie des algues d'eau douce.

B I B L I O G R A P H I E

- ABELIOVICH A. (1969) - Water blooms of blue green algae and oxygen regime in fish pond. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 17 : 594-601.
- ABERG B. et RODHE W. (1942) - Über die Milienfaktoren in einigen südschwedischen Seen. *Symb. bot. Upsal.*, 5 : 1-256.
- ALLEN M.B. et ARNON D.I. (1955) - Studies on nitrogen-fixing blue green algae. *Physiol. Plantarum*, 8 : 653-660.
- ALLORGE P. (1925 a) - Etudes sur la flore et la végétation de l'Ouest de la France. II. Remarques sur quelques associations végétales du Massif de Multonne. *Mayenne Sci.*, 88 : 27-51.
- (1925 b) - Sur quelques groupements aquatiques et hygrophiles des Alpes du Briançonnais. *Zeitsch. C. Schröter*, 3 : 108-126.
- ALLORGE P. et DENIS M. (1919) - Sur la répartition des Desmidiées dans les tourbières du Jura français. *Bull. Soc. bot. Fr.*, XIX, 4è sér. : 85-93.
- (1920) - Remarques sur la distribution des Algues de la Haute-Maurienne. *Bull. Soc. bot. Fr.*, 67, 20 : 78-90.
- (1923) - Une excursion phytosociologique aux lacs de Biscarosse (Landes). *Bull. Soc. bot. Fr.*, 70 : 1-25.
- ALLORGE P. et GAUME R. (1931) - Esquisse phytogéographique de la Sologne. *Bull. Soc. bot. Fr., Session extraord. Sologne*, 72 : 5-59.
- ALLORGE P. et MANGUIN E. (1941) - Algues d'eau douce des Pyrénées basques. *Bull. Soc. bot. Fr.*, 88 : 159-191.
- ANTIA N.D., Mc ALLISTER C.D., PARSONS T.R., STEPHENS K. et STRICKLAND J.D.H. (1963) - Further measurements of primary production using a large volume plastic sphere. *Limnol. Oceanogr.*, 8 : 166-183.
- APHA (1965) - Standard methods for the examination of water and waste water. *Amer. Publ. Hlth. Assoc., Inc.*, 12è éd., 1 vol., 769 p.
- BAMFORTH S.S. (1958) - Ecological studies on the planktonic protozoa of a small artificial pond. *Limnol. Oceanogr.*, 3 : 398-412.
- BEHRE K. (1966) - Zur Algensoziologie des Süßwassers. *Archiv Hydrobiol.*, 62, 2 : 125-164.

- BELCHER J.H. (1968) - Notes on the physiology of *Botryococcus braunii*.
Kützing. *Archiv. Mikrob.*, 61: 331-346.
- BENZECRI J.P. (1966) - Leçons sur l'analyse factorielle et la connaissance des formes. Cours ronéotypé, *Inst. Statistique, Univ. Paris*.
- BERTRU G. (1968) - Quelques méthodes d'analyses chimiques des eaux utilisées en limnologie. *Bull. Soc. Sci. Bretagne*, XLIII, 193-220.
- BETHGE H. (1952) - Beiträge zur Kenntnis des Teichplankton. *Ber. dtsh. bot. Ges.*, 65 : 187.
- BIORET (Abbé) (1931) - Reliques marines dans le lac de Grand-Lieu et la Grande-Brière (Basse-Loire). *Trav. Lab. bot. Univ. cath. Angers*, 3 : 23-25.
- BLUM J.L. (1960) - Algal populations in flowing waters. The ecology of algae; the Pymatuning symposia in ecology. Special publ., n° 2, *Univ. Pittsburg*, 11-21.
- BOURRELLY P. (1948) - Microflore algale de la région maritime de Concarneau. *Mém. Soc. nat. math. Cherbourg*, 44 : 51-61.
- (1949) - L'algothèque du Museum : Notules algologiques, 1-2. *Bull. Mus. Paris*, 2è sér., XXI, 6 : 757-760.
 - (1954) - Recherches sur les Chrysophycées. Morphologie, phylogénie, systématique. *Thèse Sci. Paris*; *Rev. Algol.*, hors sér.1, (1957), 412 p.
 - (1957) - *Cyanoptyche gloeocystis* fo. *minor* nov. fo. Une algue rare de Rambouillet. *Rev. Algol.*, II, 4 : 86.
 - (1961) - Les grands problèmes écologiques en algologie d'eau douce. *Recent Advances in Botany*, 1 : 198-201.
 - (1966) - Les Algues d'eau douce. I. Algues vertes. *Boubée, Paris*, 511 p.
 - (1968) - Les Algues d'eau douce. II. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. *Boubée, Paris*, 438 p.
 - (1970) - Les Algues d'eau douce. III. Les Euglénien, Peridiniens et Cryptomonadines. *Boubée, Paris*, 512 p.
- BOZNIAC E.G. et KENNEDY L.L. (1968) - Periodicity and Ecology of the phytoplankton in an oligotrophic and eutrophic lake. *Canad. J. Bot.*, n° 10, 46 : 1259-1271.

- BRAGINSKII L.P. (1961) - En russe. (Sur les rapports entre la composition du phytoplancton des l'étangs et la manifestation de "sa nécessité" en tant qu'élément biogénétique.) In Production primaire des mers et des eaux intérieures. *Minsk*, p. 134-137.
- BROOK A.J. (1955) - The application of the phytoplankton quotient hypothesis to some Scottish waters. *Mineog. Report. Brown Trout Res. Lab.* : 1-15.
- (1959) - The status of desmids in the plankton and the determination of phytoplankton quotients. *J. Ecol.*, 47 : 429-445.
 - (1965) - Planktonic algae as indicators of lake type, with special reference to the Desmidiaceae. *Limnol. Oceanogr.*, 10, 3 : 403-411.
- BROOK A.J. et HOLDEN A.V. (1957) - Fertilization experiments in Scottish freshwater lochs. I. Loch Kinardochy. *Freshw. Salm. Fish. Res., Edinburgh*, 17 : 3-30.
- BROOK A.J. et ROUND F.E. (1959) - The phytoplankton of some Irish loughs and an assessment of their trophic status. *Proc. Roy. Irish Acad., Sect. B*, 60, 4 : 167-191.
- CHODAT R. (1926) - *Scenedesmus*, Etude de génétique, de systématique expérimentale et d'hydrobiologie. *Ext. Rev. Hydrol.*, 3è ann., n° 3-4 : 71-258.
- CHU S.P. (1942) - The influence of the mineral composition of the medium of the growth of planktonic algae. 1) Methods and culture media. *J. Ecol.*, 30 : 284-325.
- (1943) - The influence of the mineral composition of the medium of the growth of planktonic algae. 2) The influence of the concentration of inorganic nitrogen and phosphate phosphorus. *J. Ecol.*, 31 : 109-148.
- CLEVE-EULER A. (1951-1955) - Die Diatomen von Schweden und Finland. *K. Sv. Vet.-Akad. Handl.*, 5 vol.
- COSANDEY F. (1964) - La tourbière des Tenasses sur Vevey. *Lausanne*, 1 vol., 320 p.
- DEFLANDRE G. (1925) - Additions à la flore algologique des environs de Paris. IV : Remarques générales. *Bull. Soc. bot. Fr.*, 72 : 199-212.

- DENIS M. (1922) - Esquisse de la végétation du Yeûn-Elez (Finistère). *Bull. Soc. linn. Normandie*, 7è sér., 5 : 13-37.
- (1924) - Observations algologiques dans les Hautes-Pyrénées. *Rev. Algol.*, 1 : 115-126 et 258-266.
 - (1925) - Essai sur la végétation des mares de la forêt de Fontainebleau. *Ann. Sci. nat. Bot.*, VII, 161 p., 4 pl.
- DESIKACHARY T.V. (1959) - Cyanophyta. *ICAR, New-Dehli*, 1 vol., 686 p.
- DRISCHEL H. (1940) - Chlorid⁻, Sulfat⁻, und Nitratgehalt der atmosphärischen Niederschläge in Bad Reinerz und Glerschreiberhau im Vergleich zu bisher bekannten werten enterer Orte. *Balneologe*, 7 : 321-334.
- DUCHAUFOUR P. (1965) - Précis de pédologie. *Paris*, 1 vol., 481 p.
- DUSI H. (1932) - Recherches biochimiques sur la nutrition des Protozoaires. *Masson, Paris*, 1 vol., 158 p.
- DUSSART B. (1966) - Limnologie. *Gauthier-Villars, Paris*, 1 vol., 677 p.
- EINSELE W. (1936) - Über die Beziehungen des Einsenkreislaufs zum Phosphatkreislauf im Eutrophen See. *Archiv Hydrobiol.*, 29 : 664-686.
- (1937) - Physikalisch chemische Betrachtung einiger. Probleme des limnischen Mangan und Eisenkreislaufs. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 8 : 69-84.
 - (1938) - Über chemische und kolloidchemische Vorgänge in Einsen-Phosphat systemen unter limnochemischen und limnologischer Gesichtspunkten. *Archiv Hydrobiol.*, 33 : 361-387.
 - (1940) - Versuch einer Theorie der Dynamik der Mangan und Eisenschichtung in eutrophen Seen. *Naturwiss.*, 28 : 257-264 et 280-285.
- EINSELE W. et VETTER H. (1938) - Untersuchungen über die Entwicklung der physikalischen und chemischen Verhältnisse im Jahreszyklus in einem mässig eutrophen Seen (Schleinsee bei Langenargen). *Int. Rev. Hydrobiol.*, 36 : 285-324.
- ETTL H. (1960) - Die Algenflora des Schönhengste. *Nova Hedw.*, 2: 509-546.
- FARRUGIA G. (1960) - Contribution à la connaissance de l'origine du métabolisme et des propriétés biologiques, pour les algues, des sels minéraux et composés organiques dissous dans les collections d'eau naturelles stagnantes. *Hydrobiologia*, 16 : 1-80.

- FARRUGIA G. et LEFEVRE M. (1958) - De l'influence, sur les algues d'eau douce, des produits de la décomposition spontanée des substances organiques d'origine animale et végétale. *Hydrobiologia*, 10 : 49-65.
- FETZMANN E.L. (1956) - Beitrage zur Algensoziologie. *Sitz. Ber. d. Osterr. Akad. d. Wiss., Math. nat. Kl.*, 1, 165, 9-10 : 709-783.
- FEUILLADE J. (1966) - Contribution à l'étude d'un lac de barrage : le Lac de Vezins (Manche). *Thèse Sci., Caen*, 176 p.
- (1972) - Application de la méthode de l'analyse factorielle des correspondances à la classification des lacs en fonction de leur degré d'eutrophie. *Chemosphere*, 1 : 95-100.
- FEUILLADE J. et LAURENT M. (1969) - Essai d'une méthode d'investigation pour l'étude du cycle de l'azote dans les étangs. *Rech. Hydrob. contin.*, 1 : 5-21.
- FJERDINGSTAD E. (1964) - Pollution of streams estimated by benthal phyto-micro-organisms. I. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors. *Int. Rev. ges. Hydrob.*, 49, 1 : 63-131.
- (1965) - Taxonomy and saprobic valency of benthic phyto-micro-organisms. *Int. Rev. ges. Hydrob.*, 50, 4 : 475-604.
- FOGG G.E. (1965) - Algal cultures and phytoplankton ecology. *Univ. Wisconsin Press*, 1 vol., 126 p.
- FOTT B. (1969) - Studies in Phycology. *Stuttgart*, 1 vol., 304 p.
- GACHTER R. (1967) - Phosphorhaushalt und planktische. Primärproduktion im Vierwaldstättersee. (Hower Bucht). *Rev. Suisse Hydrob.*, 30, 1 : 1-66.
- GAYRAL P. (1954) - Recherches phytolimnologiques au Maroc. *Thèse Sci., Paris*, 306 p.
- GAUTHIER-LIEVRE L. (1963-1964) - Oedogoniacées africaines. *Nova Hedw.*, 6, 7 : 153-272 et 273-558.
- GEITLER L. (1932) - *Cyanophyceae. Rabh. Krypt. Flora*, 16 , 1196 p.
- GEITLER L. et RUTTNER F. (1936) - Die Cyanophyceen d. Deutschen limnologischen Sunda Expedition, ihre Morphologie, Systematik und Okologie. *Archiv Hydrobiol., Suppl. bd*, 14 : Tropische Binnengewässer, 6 : 557-722.

- GEMEINHARDT K. (1939) - Oedogoniales. *Rabh. Krypt. Flora*, XII, 453 p.
- GERLOFF G.C. et SKOOG F. (1957) - Availability of iron and manganese in southern Wisconsin lakes for the growth of *Microcystis aeruginosa*. *Ecology*, 38 : 551-555.
- GERMAIN H. (1936) - Les lieux de développement et de multiplication des Diatomées d'eau douce. *Thèse Sci. Bordeaux; Extr. Bull. Sci.nat. Ouest*, 5è sér., VI, 200 p.
- GOJDICS M. (1953) - The genus *Euglena*. *Univ. Wisconsin Press*, 1 vol., 268 p., 39 pl.
- GOLDMAN C.R. (1962) - A method of studying nutrient limiting factors *situ* in water columns isolated by polyethylene film. *Limnol. Oceanogr.*, 7 : 99-101.
- GORHAM E. (1958) - Observations on the formation and breakdown of the oxidized microzone at the mud surface in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 3 : 291-298.
- GUINOCHET M. (1973) - Phytosociologie. *Masson, Paris*, 1 vol., 227 p.
- HEIMANS J. (1954) - L'accessibilité, terme nouveau en phytogéographie. *Vegetatio*, V-VI : 250-278.
- HEPHER B. (1966) - Some aspects of the phosphorous cycle in fish-ponds. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 16 : 1293-1297.
- HERON J. (1962) - Determination of Phosphate in water after storage in polyethylene. *Limnol. Oceanogr.*, 7 : 316-321.
- HORTOBAGYI T. (1960 a) - Algen aus den Fischteichen von Buzsák. II. *Scenedesmus* - Arten. *Nova Hedw.*, 1 : 345-381.
- (1960 b) - Algen aus den Fischteichen von Buzsák. III. *Scenedesmus* - Arten. *Nova Hedw.*, 2 : 173-190.
- HUBER-PESTALOZZI G. (1941) - Das phytoplankton des Süßwassers. Chryso-phyceen, Farbloses Flagellaten, Heterokonten. *Die Binnengewasser*, XVI, 2, 1 vol.
- (1950) - Das Phytoplankton des Süßwassers. Cryptophyceen, Chloromonadineen, Peridineen. *Die Binnengewasser*, XVI, 3, 1 vol.
- (1955) - Das Phytoplankton des Süßwassers. Euglenophyceen. *Die Binnengewasser*, XVI, 4, 1 vol.
- (1961) - Das Phytoplankton des Süßwassers. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung Volvocales. *Die Binnengewasser*, XVI, 5, 1 vol.

- HUGHES J.C. et LUND J.W.G. (1962) - The rate of growth of *Asterionella formosa* Hass. in relation to its ecology. *Archiv. Mikrobiol.*, 42 : 117-129.
- HUSTEDT F. (1930) - Bacillariophyta. Süßwasser-Flora Mitteleuropas von Pascher. H.10, 466 p.
- (1927-1964) - Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz, mit Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. *Rabh. Krypt. Flora*, 7, 3 vol.
- HUTCHINSON G.E. (1957) - A treatise of Limnology. I. Geography, physics and chemistry. *New-York*, 1 vol., 1015 p.
- (1967) - A treatise of Limnology. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. *New-York*, 1 vol., 1115 p.
- IRENEE-MARIE (Frère) (1939) - Flore desmidiiale de la région de Montréal. *Laprairie, Canada*, 1 vol., 547 p., 69 pl.
- JARNEFELT H. (1952) - Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Ann. Acad. Sci. Fennicae*, sér. A, IV, 18 : 1-29.
- JORGENSEN E.G. (1955) - Solubility of the silice in diatoms. *Physiol. Plant.*, 8 : 846-851.
- (1956) - Growth inhibiting substances formed by algae. *Physiol. Plant.*, 9 : 712-726.
 - (1957) - Diatom periodicity and silicon-assimilation. *Dansk. bot. Ark.*, 18 : 6-54.
- KALISZ L., SUCHECKA T. (1966) - L'importance de certains organismes de phyto- et zooplancton dans le processus d'épuration des eaux d'égouts dans les étangs biologiques. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 16 : 948-951.
- KEMMERER A.J. (1968) - A method to determine fertilization requirements of a small sport fishing lake. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 97 : 425-428.
- KJENSMO J. (1964) - Exchange of iron in a small Norwegian lake. *Rev. Suisse Hydrol.*, 26, 1 : 69-73.
- (1965) - Limnological features of a river-flooded lake. *Archiv. Hydrobiol.*, 61, 3 : 328-377.
- KOLKWITZ R., KRIEGER H. (1941) - Zygnematales. *Rabh. Krypt. Flora*, XIII : 1-499.

- KOMARKOVA-LEGNEROVA J. (1969) - The systematics and ontogenesis of the genera *Ankistrodesmus* Corda and *Monoraphidium* gen. nov. Dans *Studies in phycology, Fott, Stuttgart*, : 75-144.
- KOMAROVSKY B. (1953) - A comparative study of the phytoplankton of several fish ponds in relation to some of the essential chemical constituents of the water. *Bull. Res. Council Israel*, II, 4 : 379-410.
- KOSINSKAYA E.K. (1960) - Conjugatae (11). *Flora Plantarum Cryptogamarum, U.R.S.S.*, 5, 1 : 706.
- KOYAMA T. , SUGARAWA K. (1953) - Sulphur metabolism in bottom muds and related problems. *J. Earth Sci. Nagoya Univ.*, 1 : 24-34.
- KOZAROV G. (1971) - Some characteristics of the phytoplankton production of Ohrid Lake. *Bull. Sci., Sect. A, Yougosl.*, 16, 3-4 : 82.
- (1972) - Some characteristics of the seasonal migrations of the phytoplankton of Ohrid Lake. *Bull. Sci., Sect. A, Yougosl.*, 17, 3-4 : 1.
- KRATZ W.A., MYERS J. (1955) - Nutrition and growth of several blue-green algae. *Amer. J. Bot.*, 42 : 282-287.
- KRIEGER W. (1933-1939) - Die Desmidiaceen. *Rabh. Krypt. Flora*, XII, 712 p.
- KRIEGER W., GERLOFF J. (1962) - Die Gattung *Cosmarium*. *Weinheim*, 1 : 1-112.
- (1965) - Die Gattung *Cosmarium*. *Weinheim*, 2 : 113-240.
- (1969) - Die Gattung *Cosmarium*. *Weinheim*, 3-4 : 241-410.
- KRZECZKOWSKA-WOLOSZYN (1971) - Phytoplankton of fingerling ponds. *Pol. Archiv Hydrob.*, 18, 2 : 203-214.
- KURZ A. (1922) - Grandriss einer Algenflora des Appenzellischen Mittel- und Vorderlands . *Jahrb. d. St. Gall. Natur. Gesell.*, 58, II : 67-152.
- LACKEY J.B. (1940) - Limitations of Euglenidae as polluted water indicators. *Publ. Hlth.*, 55 : 262.
- (1942) - The plankton algae and protozoa of two Tennessee rivers. *Am. Midl. Nat.*, 27 : 191-202.
- LACOSTE A., ROUX M. (1971) - L'analyse multidimensionnelle en phytosociologie et en écologie. Application à des données de l'étage subalpin

- des Alpes maritimes. 1) L'analyse des données floristiques. *Oecologia Plant.*, 6, 4 : 353-369.
- LAGADEC F. (1958) - Recherches hydrobiologiques sur la Vilaine canalisée dans la traversée de Rennes. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XXXIII : 135-174.
- LAPORTE L.J. (1931) - Recherches sur la biologie et la systématique des Desmidiacées. *Biol. Encyclop. IX, Paris*, 150 p.
- LAURENT M. (1972) - Cycle biologique de l'azote au sein des étangs : rôle des facteurs écologiques. *Thèse Sci., Bordeaux*, 200 p.
- LE COHU R. (1967 a) - Florule algale d'une mare côtière des environs de Lorient. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XLII : 27-38.
- (1967 b) - Contribution à l'étude hydrobiologique de la région de Paimpont : l'étang du Chatenay. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XLII : 225-234.
 - (1972) - Essai d'écologie expérimentale sur un étang : l'utilisation des enceintes en milieu naturel. *C.R. Acad. Sci., Paris*, 274 : 693-696.
 - (1973) - Utilisation d'enceintes en milieu naturel pour l'étude de l'influence des nitrates sur les populations algales. *C. R. Acad. Sci., Paris*, 276 : 1565-1568.
- LEFEVRE M. (1936) - Phytoplancton de quelques étangs de l'Ouest de la France. *Extr. Livre jubilaire dédié au Prof. L. Daniel, Rennes*.
- (1958) - De l'influence, sur les algues d'eau douce, des produits de décomposition spontanée des substances organiques d'origine animale et végétale. *Hydrobiologia*, 10 : 49-65.
- LEFEVRE M., SPILMANN J. et DUCHE Y. (1945) - Recherches hydrobiologiques sur les étangs de Sologne. *Ann. Stat. cent. Hydrob. appl.*, 1 : 23-89.
- LEFEVRE M., JAKOB H. et NISBET M. (1949) - Action des substances excrétées en culture par certaines espèces d'Algues sur le métabolisme d'autres espèces d'Algues. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 10 : 259-264.
- - - (1951) - Compatibilités et antagonismes entre Algues d'eau douce dans les conditions d'eau naturelles. *Ann. Stat. cent. Hydrob. appl.*, 40 : 5-198.
 - - - (1952) - Auto et hétéroantagonisme chez les Algues d'eau douce. *Ann. Stat. cent. Hydrob. appl.*, 4 : 5-197.

- LENOIR M. (1958) - Les ceintures de végétation des étangs de la région de Paimpont (Ille-et-Vilaine). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XXXIII : 97-133.
- LOHAMMAR G. (1938) - Wasserchemie und höhere végétation schwedischer Seen. *Symb. Bot. Upsal.*, 3 : 1-252.
- LOUIS A., ALVOET G. (1969) - Etude floristique et écologique de la florule algale de deux biotopes dans la vallée de la Dyle. *Hydrobiologia*, 33 : 385-496.
- LUND J.W.G. (1950) - Studies on *Asterionella formosa* Hass. II. Nutrient depletion and the spring maximum. *J. Ecol.*, 38 : 1-35.
- (1964) - Primary production and periodicity of plankton algae. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 15 : 37-56.
 - (1965) - The ecology of the freshwater phytoplankton. *Biol. Rev.*, 40 : 231-293.
 - (1967) - Planktonic algae and the ecology of lakes. *Sci. Prog., Oxford*, 55 : 401-419.
 - (1969) - Phytoplankton. Dans : Eutrophication : causes, consequences and correctives. Ed. Rohlich, Washington, D.C. *Nat. Acad. Sci.*, : 306-330.
 - (1972) - Preliminary observations on the use of large experimental tubes in lakes. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 18 : 71-77.
- LUND J.W.G., KIPLING C. et LE CREN E.D. (1958) - The inverted microscope method of estimated algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*, 2 : 143-170.
- MACKERETH F.J.H. (1953) - Phosphorus utilisation by *Asterionella formosa* Hass. *J. Exp. Bot.*, IV, 12 : 296-313.
- (1963) - Some methods of water analysis for limnologists. *Sci. Publ. Freshw. biol. Assoc.*, 21 : 1-71.
- MANGUIN E., LEBOINE R. (1948) - Sur la présence anormale de Diatomées marines dans les cuvettes d'eau de l'alpinum du Museum. *Bull. Museum, Paris*, 2è sér., XX, 3 : 311-314.
- MARGALEF R. (1952) - Materiales para la hidrobiologia de la isla de Menorca. *Publ. Inst. Biol. apl.*, XI : 5-12.
- (1954) - L'étude des associations algales comme base d'une limnologie régionale. *VIIIè Congrès int. Bot., Paris, Sect. 17.*

- MARGALEF R. (1955) - Comunidades bióticas de las aguas dulces del N.E. de España. *Publ. Inst. biol. apl.*, XXI : 126-145.
- (1956) - Algas de agua dulce del noroeste de España. *Publ. Inst. biol. apl.*, XXII : 43-152.
- MESSIKOMMER E. (1927) - Biologische Studien im Torfmoor von Robenhausen unter besonderer Berücksichtigung der Algenvegetation. *Mitt. Bot. Mus. Univ. Zürich*, CXXII : 1-71, 6 pl.
- (1949-1950) - Weiterer (zweiter) Beitrag zur Algenkunde des Kantons Schaffhausen. *Mitt. Naturf. Ges. Schaffh.*, 23 : 45-174.
- (1970) - Zur Kenntnis der Algenflora in der Transfluenzlandschaft zwischen Hombrechtikon und Bubikon. *Rev. Suisse Hydro.*, 33, 1 : 138-170.
- MORRIS A.W. et RILEY J.P. (1963) - The determination of Nitrate in Sea Water. *Analyst. chim. Acta*, 29 : 272-279.
- MORTIMER C.H. (1941-1942) - The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.*, 29 : 280-329 et 30 : 147-201.
- MORTIMER C.H. et HICKLING C.F. (1954) - Fertilisers in fishponds. *Fish. Publ.*, London, 5.
- MOSS B. (1969) - Vertical heterogeneity in the water column of Abbot's pond. II. The influence of physical and chemical conditions on the spatial and temporal distribution of phytoplankton and a community of epipelagic algae. *J. Ecol.*, 557 : 397-414.
- MUNAWAR M. (1970) - Limnological studies on freshwater ponds of Hyderabad (India). II. The biocenose. *Hydrobiologia*, 36 : 105-128.
- (1972) - Ecological studies Eugleninae in certain polluted and unpolluted environments. *Hydrobiologia*, 39 : 307-320.
- MYERS J. et CRAMER M.L. (1952) - Growth and photosynthetic characteristics of *Euglena gracilis*. *Archiv Mikrobiol.*, 17 : 384-402.
- NIESSEN H. (1956) - Ökologische Untersuchungen über die Diatomeen und Desmidiaceen des Murnauer Moores. *Archiv Hydrobiol.*, 51 : 281-375.
- NOVAKOVA M. (1964) - *Asterococcus* Scherffel and *Sphaerelloecystis* Ettl, two genera of palmelloid green algae. *Acta Univ. carolinae, Biol., Tcheosl.*, 2 : 155-166, 8 pl.
- NURUL ISLAM A.K.M. (1963) - A revision of the genus *Stigeoclonium*. *Nova Hedw.*, 10 : 1-164.

- NYGAARD G. (1949) - Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. II. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. *Biol. Skr.*, 7, 1 : 293 p.
- (1955) - On the productivity of five Danish ponds. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 12 : 123-133.
- OHLE W. (1934) - Chemische und physikalische Untersuchungen nordeutscher See. *Archiv Hydrobiol.*, 26 : 386-464 et 584-658.
- (1935) - Organische Kolloide in ihrer Wirkung auf den Stoffhaushalt der Gewässer. *Naturwiss.*, 23 : 480-484.
 - (1937) - Kolloidgele als Nährstoffregulatoren der Gewässer. *Naturwiss.*, 25 : 471-474.
 - (1938) - Die Bedeutung der Austauschvorgänge Zwischen Schlamm und Wasser für den Stoffkreislauf der Gewässer. *Jahrb. Vom Wasser*, 13 : 87-97.
 - (1940) - Chemische Eigenart der smalandischen Seen. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 9 : 145-159.
 - (1953a) - Der Vorgang rasanter Seenalterung in Holstein. *Naturwiss.* 40 : 153-162.
 - (1953 b) - Phosphor als initialfaktor der Gewässer eutrophierung. *Wasser*, 20 : 11-23.
 - (1954) - Die Ursachen der rasanten Seeneutrophierung. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 12 : 373-382.
- OLSEN S. (1958) - Phosphate adsorption and isotopic exchange in lake muds. Experiments with P-32. Preliminary report. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 13 : 915-922.
- (1964) - Phosphate equilibrium between reduced sediments and water. Laboratory experiments with radioactive phosphorous. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 15 : 333-341.
 - (1966) - Recent trends in the determination of orthophosphate in water, in chemical environment in the aquatic habitat. *Proceed. I.B.P. Sympo. Amsterdam, Nieuwersluis*, : 63-105.
- OSTERLIND S. (1947) - Growth of a planktonic green alga at various carbonic acid and hydrogen ion concentrations. *Nature*, 159 : 199-200.
- PALMER C.M. (1959) - Algae in water supplies. *Publ. Hlth. Sew. Publ.*, 657 : 1-88.

- PASCHER A. (1939) - Heterokonten. *Rabh. Krypt. Flora*, 1 vol., 1092 p.
- PASCHER A. et LEMMERMANN E. (1914) - Flagellatae I. *Süsswasser Flora Dtsch. Oster. und Schweiz*, 1, 1 vol.
- - (1927) - Volvocales, Phytomonadinae. Flagellatae IV. Chlorophyceae I. *Süsswasser Flora Dtsch. Oster. und Schweiz*, 4, 1 vol.
- PASCHER A., SCHILLER J. et MIGULA W. (1925) - Heterokontae, Phaeophyta, Rhodophyta, Charophyta. *Süsswasser Flora Dtsch. Oster. und Schweiz*, 11, 1 vol.
- PATRICK R. et REIMER C.W. (1966) - The Diatoms of the United States. vol. 1. *Acad. Nat. Sci. Philadelphia*, 1 vol., 688 p.
- PEARSALL W.H. (1921) - The development of vegetation in the English Lakes considered in relation to the general evolution in glacial lakes and rock basins. *Proc. R. Soc.*, 92 B : 259-284.
- (1922) - A suggestion as to factors influencing the distribution of free floating vegetation. *J. Ecol.*, 9 : 241-253.
- (1923) - A theory of diatom periodicity. *J. Ecol.*, 11 : 165-183.
- (1930) - Phytoplankton in the English lakes. I. The proportions in the water of some dissolved substances of biological importance. *J. Ecol.*, 18 : 306-320.
- (1932) - Phytoplankton in the English lakes. II. The composition of the phytoplankton in relation to dissolved substances. *J. Ecol.*, 20, : 241-262.
- PEARSALL W.H. et MORTIMER C.H. (1939) - Oxydation-reduction potentials in Waterlogged soils, natural waters and muds. *J. Ecol.*, 27 : 483-501.
- PELLETAN J. (1891) - Les Diatomées. *Paris*, 1 vol., 182 p.
- PETERFI L.S. (1964) - Latest data on the Chlorophyceae of the Hendorf Netus fish lake from Transylvania (Rumania). *Nova Hedw.*, 8 : 311 - 348.
- PIERRE J.F. (1968) - Etude hydrobiologique de la Meurthe. Contribution à l'écologie des populations algales. *Thèse Sci. Nancy*, 150 p.
- POURRIOT R., TASSIGNY M., JUNQUA S. (1969) - Etude des variations saisonnières de trois biotopes aquatiques et de leurs biocénoses planctoniques. *Rech. Hydrob. contin.*, 1 : 61-95.

- PRESCOTT G.W. (1944) - New species and varieties of Wisconsin Algae.
Farlowia, 1 : 347-373.
- PRINGSHEIM E.G. (1956) - Contributions towards a monograph of the genus
Euglena. *Nova Acta Leopoldina*, 125, 18 : 1-168.
- PRINTZ H. (1964) - Die Chaetophorales der Binnengewässer. *Hydrobiologia*,
24 : 1-376.
- PROCTOR V.W. (1957) - Studies of algal antibiosis using *Haematococcus*
and *Chlamydomonas*. *Limnol. Oceanogr.*, 2 : 125-139.
- PROVASOLI L. (1958) - Nutrition and ecology of protozoa and algae.
Ann. Rev. Microb., 12 : 279-308.
- PROWSE G.A. (1964) - Some limnological problems in tropical fish ponds.
Verh. int. Ver. Limnol., 15 : 480-484.
- QUENNERSTEDT N. (1955) - Diatomeerna i Langans sjövegetation. *Acta phytogeogr. suec.*, 36 : 1-208.
- RAMANATHAN K.R. (1962) - Ulothricales. *ICAR, New-Dehli*, 1 vol., 188 p.
- RANDHAWA D.S. (1969) - Zygnemaceae. *ICAR, New-Dehli*, 1 vol., 478 p.
- RAO C.B. (1953) - On the distribution of algae in a group of six small ponds. *J. Ecol.*, 41 : 62-71.
- (1955) - On the distribution of algae in a group of six small ponds. II. Algal periodicity. *J. Ecol.*, 43 : 291-308.
- RAWSON D.S. (1956) - Algal indicators of trophic lake types. *Limnol. Oceanogr.*, 1 : 18-25.
- REHAKOVA H. (1969) - Die Variabilität der Arten der Gattung *Oocystis*
A. Braun. *Studies in Phycology*, Ed. Fott, Stuttgart, 145-196.
- RODHE W. (1948) - Environmental requirements of fresh-water plankton algae. *Symb. Bot. Upsal.*, 10, 1 : 1-149.
- RODIER J. (1966) - L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau.
- RODINA A.G. (1958) - En russe. (Engrais azotés et dénitrification dans les étangs de pisciculture.) *Trudy Inst. Biol. Riga*, 7 : 43-60.
- ROUND F.E. (1957 a) - The distribution of Bacillariophyceae on some littoral sediments of the English Lake district. *Oikos*, 8, 1 : 16-37.
- (1957 b) - Studies on bottom-living algae in some lakes of some English Lake district. Part. III. The distribution on the sediments of algal groups other than the Bacillariophyceae. *J. Ecol.*, 45 : 649-664.

- ROUND F.E. (1965) - The biology of the algae. *London*, 1 vol., 265 p.
- RUTTNER F. (1937) - Ökotypen mit verschiedener vertikalverteilung an Plankton der Alpenseen. *Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 35 : 7-34.
- (1963) - Fundamentals of limnology. *Univ. Toronto Press*, 1 vol., 295 p.
- SAVOURE B. (1968) - Contribution à l'étude hydrobiologique de la Bretagne. 4 : Quelques étangs du département de l'Ille-et-Vilaine. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XLIII : 43-48.
- (1969 a) - Contribution à l'étude hydrobiologique de la Bretagne. 5 : Quelques étangs du département d'Ille-et-Vilaine. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XLIV : 25-31.
 - (1969 b) - Contribution à la biologie des algues d'eau douce d'un étang breton. 1 : Le milieu naturel. *Ann. Limnol.*, 5, 2 : 85-122.
 - (1972) - Contribution à la biologie des algues d'eau douce. *Thèse Sci., Rennes*, 193 p.
- SAVOURE B. et LE COHU R. (1966) - Contribution à l'étude hydrobiologique de la Bretagne. 2 : Florule algale de quelques étangs des Côtes-du-Nord. *91^e Congrès Soc. Sav., Rennes*, : 19-34.
- SAVOURE B. , LE COHU R. et BERTRU G. (1967) - Contribution à l'étude hydrobiologique de la Bretagne. 3. Quelques étangs de la Loire-Atlantique et du Maine-et-Loire. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XLII : 259-269.
- SAVOURE B. et VILLERET S. (1964) - Contribution à l'étude hydrobiologique de la Bretagne. 1 : Florule algale et typologie des eaux de quelques étangs de l'Ille-et-Vilaine (à l'exception des Diatomées). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XXXIX : 233-241.
- SCHAPERCLAUS W. (1962) - Traité de pisciculture en étang. *Paris*, 1 vol., 620 p.
- SHAPIRO J. (1964) - Effect of yellow organic acids on iron and other metals in water. *J. Amer. Wat. Works Assoc.*, 56 : 1062-1082.
- (1966) - The relation of humic color to iron in natural waters. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 16 : 477-484.
- SINGH V.P. (1960) - Phytoplankton ecology in the inland waters of Uttar Pradesh. *Proc. Sym. Algol., ICAR, New-Dehli*, : 243-271.

- SMITH G. M. (1920) - Phytoplankton of the Inland lakes of Wisconsin. Part. I. Myxophyceae, Phaeophyceae, Heterokontae and Chlorophyceae. *Bull. Wisc. geol. Hist. Surv.*, 57, 1 vol., 243 p.
- (1924) - Phytoplankton of the Inland lakes of Wisconsin. Part II. Desmidiaceae. *Bull. Wisc. geol. Hist. Surv.*, 57, 1 vol., 227 p.
- SOERENSEN T. (1948) - A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation. *Det Kong. Danske Vidensk. B.V.*, 4, 34 p.
- STANGENBERG — OPOROWSKA K. (1967) - Potassium in Polish carp ponds. *Pol. Archiv Hydrob.*, 14 (27), 1 : 21-37.
- STANKOVIC S. (1960) - The Balkan lake Ohrid and its living world. *Monographie biol.*, 9, 357 p.
- STARMACH K. (1969) - The inland waters. Outline of Hydrobiology. *Krakow*, 1 vol., 125 p.
- STRICKLAND J.D.H. et TERHUNE L.D.B. (1961) - The study of in situ marine photosynthesis using a large plastic bag. *Limnol. Oceanogr.*, 6 : 93-96.
- STUMM W. et LEE G.F. (1960) - The chemistry of aqueous iron. *Rev. Suisse Hydrol.*, 22, 1 : 295-319.
- SYMOENS J.J. (1951) - Esquisse d'un système des associations algales d'eau douce. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 11 : 395-408.
- (1957) - Les eaux douces de l'Ardenne et des régions voisines : les milieux et leur végétation algale. *Bull. Soc. roy. Bot. Belgique*, 89 : 111-314.
- (1960) - Contribution à la flore algale de l'Ardenne et des régions voisines. *Bull. Jard. bot., Bruxelles*, 30 : 115-246.
- TALLING J.F. et TALLING I.B. (1965) - The chemical composition of African lakes waters. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 50, 3 : 421-463.
- TASSIGNY M. (1970) - Recherches sur l'écologie des Desmidiées. *Thèse Univ., Orsay*, n° 97, 95 p.
- (1971) - Action du calcium sur la croissance de Desmidiées axéniques. *Mitt. int. Ver. Limnol.*, 19 : 292-313.
- TEILING E. (1954) - *Actinotaenium* genus *Desmidiacearum resuscitatum*. *Bot. Notiser*, 4 : 376-426.

- TEILING E. (1957) - Some little known swedish phytoplankters. *Sver. Bot. Tidskrift*, 51, 1 : 207-222.
- (1967) - The desmid genus *Staurodesmus*. *Arkiv. För Bot.*; 6, 11 : 467-630, 31 pl.
- THOMAS E.A. (1965) - Der verlauf der Eutrophierung des Zürichsees. *Mitt. d. Oster. Sanitätsverw.*, 66, 5 : 3-11.
- (1967) - Die phosphattrophierung und phosphat-zufuhr am beispiel des Zürichsees. *Bull. Inform. Fed. Europ. Prot. Eaux*, 14 : 18-22.
- THUNMARK S.V. (1945) - Zur Sociologie des Süßwasser planktons. Eine methodologisch-Ökologische studie. *Folia Linn. Scand.*, 3, 66 p.
- TUCKER A. (1937) - The relation of phytoplankton periodicity to the nature of the physical-chemical environment with special reference to phosphorus. *Ann. Midl. Nat.*, 57 : 300-370.
- UHERKOVICH G. (1966) - Die *Scenedesmus* Arten ungarns. *Akad. Kiado, Budapest*, 1 vol., 173 p.
- VENKATESWARLU V. (1969) - An ecological study of the algae of the River Moosi, Hyderabad (India), with special reference to water pollution. II . Factors influencing the distribution of Algae. *Hydrobiologia*, 33 : 352-363.
- (1970) - An ecological study of Algae of the river Moosi, Hyderabad (India), with special reference to water pollution. IV. Periodicity of some common species of algae. *Hydrobiologia*, 35 : 45-64.
- VERDUIN J. (1969) - Critique of research methods involving plastic bags in aquatic environments. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 2 : 335-336.
- VERGER-LAGADEC F. (1971) - Recherches hydrobiologiques aux sources de la Vilaine (rivière du Nord-Ouest de la France). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XLVI : 177-191.
- VILLERET S. (1938) - La végétation de la lande d'Ouéé (Ille-et-Vilaine). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XV : 1-22.
- (1948) - Note algologique. Contributions à la connaissance de la flore algologique des environs de Rennes (Ille-et-Vilaine). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XXIII : 85-92.
 - (1953) - Etudes hydrobiologiques de quelques mares des environs de Rennes. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, VIII : 97-131.

- VILLERET S. (1954 a) - Contribution à la biologie des algues des tourbières à sphaignes. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, hors sér., XXIX, 246 p.
- (1954 b) - La végétation algale de la tourbière de Nesnay en Plounéour (Finistère). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XXIX : 17-31.
- (1958) - Recherches hydrobiologiques sur les étangs calcaires de la Haute-Sève (Ille-et-Vilaine). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XXXIII : 65-69.
- (1960) - Note de limnologie; un appareil simple et peu coûteux pour le dosage de l'oxygène dans les eaux. *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XXXV : 169-172.
- VILLERET S. , CITHAREL L. et VERGER-LAGADEC F. (1972) - Contribution à l'étude hydrobiologique des étangs de la Double (Dordogne). *Bull. Soc. sci. Bretagne*, XLVII : 97-118.
- VISCHER W. (1933) - Über einige kritische Gattungen und die Systematik der Chaetophorales. *Beih. Bot. Centralbl.*, 51,:1 : 1-100.
- WAWRIK F. (1968) - Seltene Diatomeen aus Teichen des N.O. Waldviertels. *Nova Hedw.*, 31 : 443-448.
- WEST W. et WEST G.S. (1904) - A monograph of the British Desmidiaceae. *Londres*, vol. 1 à 4.
- WEST W., WEST G.S. et CARTER N. (1923) - A monograph of the British Desmidiaceae. *Londres*, vol. 4.
- WHIPPLE G.C. (1894) - Some observations of the growth of Diatoms. *Technol. Q.*, 7 : 214-231.
- (1895) - Some observations of the temperature of surface waters, and the effect of temperature on the growth of micro-organisms. *J. New Engl. Wat. Wks. Ass.*, 9 : 202-222.
- WILLEN T. (1961) - The phytoplankton of Ösbysjön, Djursholm. II. Ecological aspects. *Oikos*, 12 : 195-224.
- WINBERG G.G. (1963) - The primary production of bodies of water (English translation). *U.S. Atomic Energy Comm., Div. Tech. Inf. AEC-tr-5692. Washington*, 1 vol.
- WURTZ A.G. (1962) - Mesures physico-chimiques ou chimiques dans la vase et dans l'eau des étangs. *Ann. Stat. cent. Hydrobiol. appl.*, 9 : 247-267.
- YOSHIMURA S. (1931) - Contributions to the knowledge of the stratification

of iron and manganese in the lake water of Japan. *Jap. J. Geol. Geogr.*, 9 : 61-69.

YOSHIMURA S. (1932) - On the dichotomous stratification of hydrogen ion concentration of some Japanese lake waters. *Jap. J. Geol. Geogr.*, 9 : 155-185.

- (1936) - Contribution to the knowledge of iron dissolved in the lake waters of Japan second report. *Jap. J. Geol. Geogr.*, 13 : 39-56.

ZAFAR A.R. (1959) - Two years' observation on the periodicity of Euglenineae in two fish breeding ponds. *J. India Bot. Soc.*, 38, 4 : 549-560.

- (1964) - On the ecology of algae in certain fish ponds of Hyderabad (India). II. Distribution of unicellular and colonial forms. *Hydrobiologia*, 24 : 556-566.

ZULLIG H. (1956) - Sediments als Ausdruck des Zustandes eines Gewässers. *Rev. Suisse Hydrol.*, 18, 1 : 5-143.

PLANCHE I

Fig. 1 - *Scenedesmus oahuensis*.

Fig. 2 et 3 - *Scenedesmus oahuensis* var. *clathratum*.

Fig. 4 - *Scenedesmus brevispina*.

Fig. 5 - *Scenedesmus denticulatus* var. *linearis*.

Fig. 6 - *Scenedesmus quadricauda* fo. ?

Fig. 7 - *Scenedesmus heimi*

a) Cénobe : vue frontale

b) Cénobe : vue de profil

c) Jeune cénobe

Fig. 8 et 9 - *Scenedesmus microspina*.

Fig. 10 - *Scenedesmus jovis*.

Grossissements : x 1000

PLANCHE I.

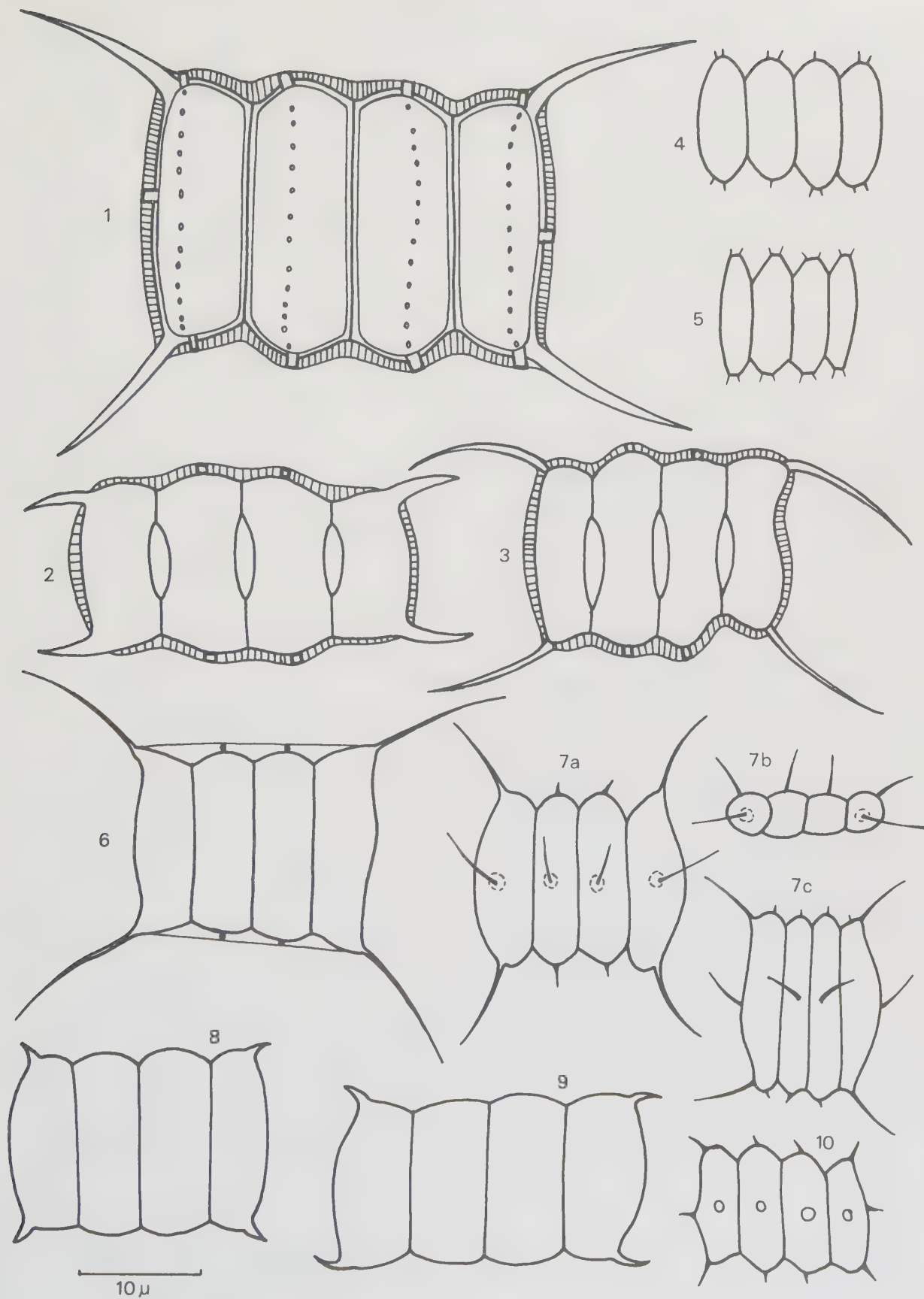


PLANCHE II

- Fig. 1 - *Scenedesmus jovis*.
- Fig. 2 - *Scenedesmus ecornis*.
- Fig. 3 - *Scenedesmus acutiformis* var. *tricostatus*
a) Vue frontale
b) Vue de profil
- Fig. 4 - *Scenedesmus platydiscus*.
- Fig. 5 - *Scenedesmus carinatus*.
- Fig. 6 - *Scenedesmus longispina*.
- Fig. 7 - *Scenedesmus costulatus*.
- Fig. 8 - *Cosmarium fontigenum* var. *subfontigenum*
a) Vue frontale
b) Vue apicale
- Fig. 9 - *Cosmarium abbreviatum* var. *germanicum*
a) Vue frontale
b) Vue apicale

Grossissements : x 1000.

PLANCHE II.

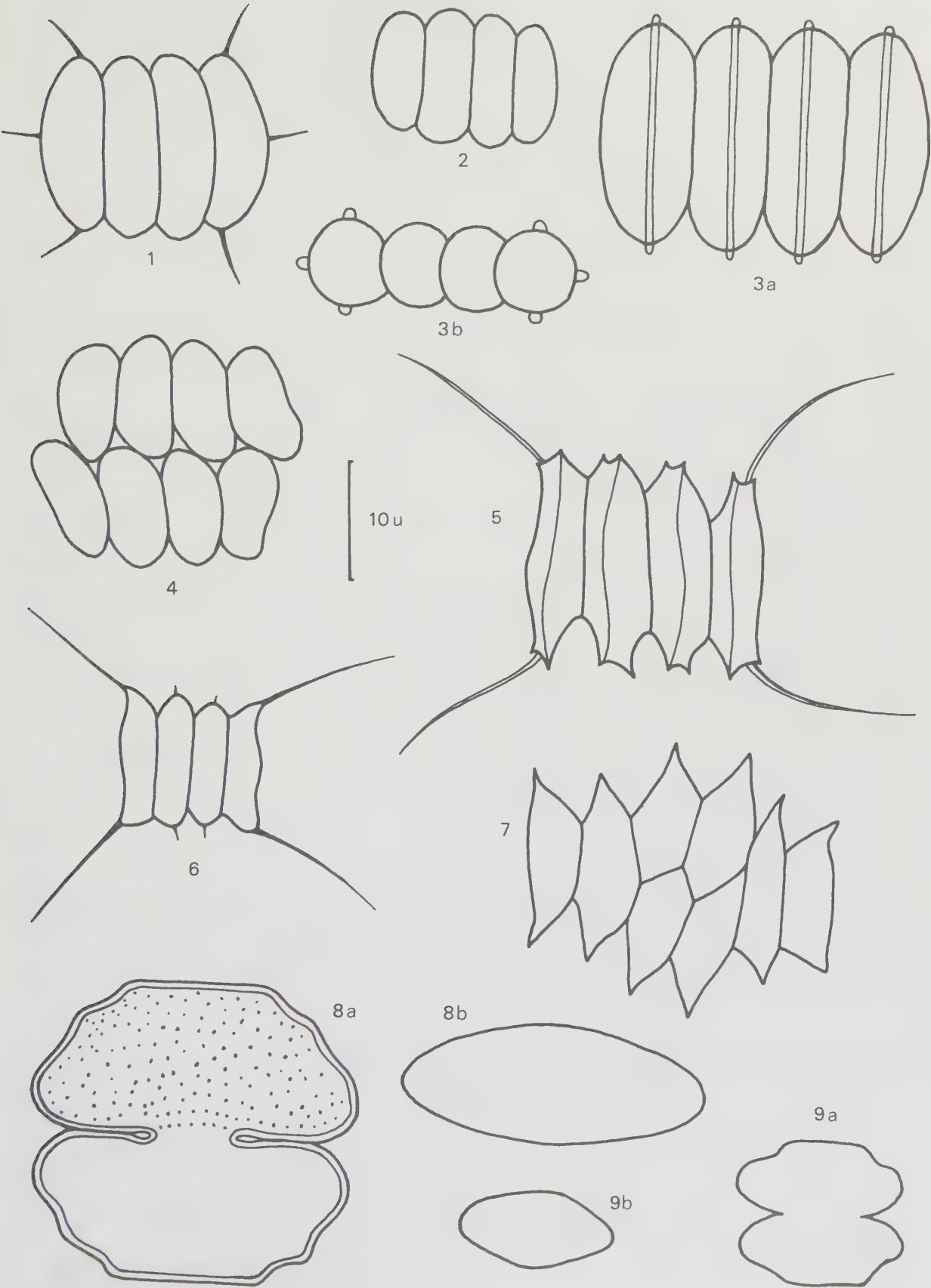


PLANCHE III

- Fig. 1 - *Cosmarium sinostegos* var. *obtusius*
a) Vue frontale
b) Vue de profil
c) Vue apicale.
- Fig. 2 - *Cosmarium pygmaeum*
a) Vue frontale
b) Vue apicale
- Fig. 3 - *Cosmarium difficile* var. *sublaeve*.
- Fig. 4 - *Cosmarium meneghinii*
a) Vue frontale
b) Vue apicale.
- Fig. 5 - *Cosmarium regnellii*.
- Fig. 6 - *Cosmarium subalatum*.
- Fig. 7 - *Euastrum sibiricum* var. *exsectum*.
- Fig. 8 - *Euastrum validum*
a) Vue frontale
b) Vue de profil.
- Fig. 9 - *Euastrum bidentatum* var. *speciosum*.
- Fig. 10 - *Staurodesmus dickiei*
a) Vue frontale
b) Vue apicale.
- Fig. 11 - *Staurodesmus dejectus* var. *apiculatus*
a) Vue frontale
b) Vue apicale.
- Fig. 12 - *Arthrodesmus bifidus* var. *ad iniquispinosus*.
- Fig. 13 - *Arthrodesmus trispinatus*.
- Fig. 14 - *Staurastrum inconspicuum*.

Grossissements : x 1000.

PLANCHE III.

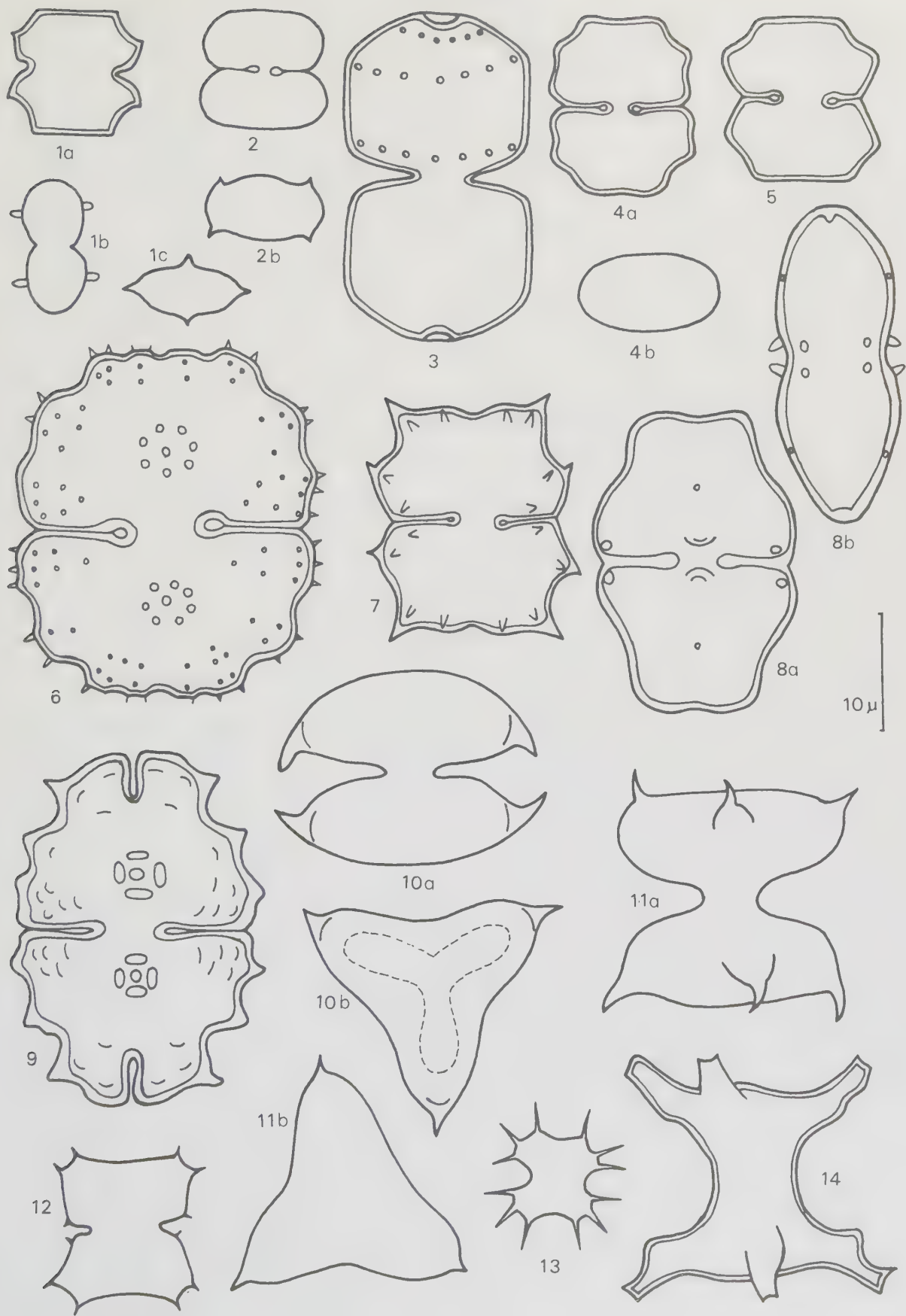


PLANCHE IV

- Fig. 1 - *Oedogonium aster* (G. : x 600).
Fig. 2 - *Oedogonium excisum* (G. : x 1000).
Fig. 3 - *Oedogonium areschougii* (G. : x 400).
Fig. 4 - *Oedogonium sexangulare* (G. : x 400).
Fig. 5 - *Oedogonium pusillum* (G. : x 600).
Fig. 6 - *Oedogonium trioicum* (G. : x 400).
Fig. 7 - *Oedogonium virceburgense* (G. : x 600).
Fig. 8 - *Oedogonium macandrium* (G. : x 400).
Fig. 9 - *Oedogonium gunnii* (G. : x 400).

PLANCHE IV.

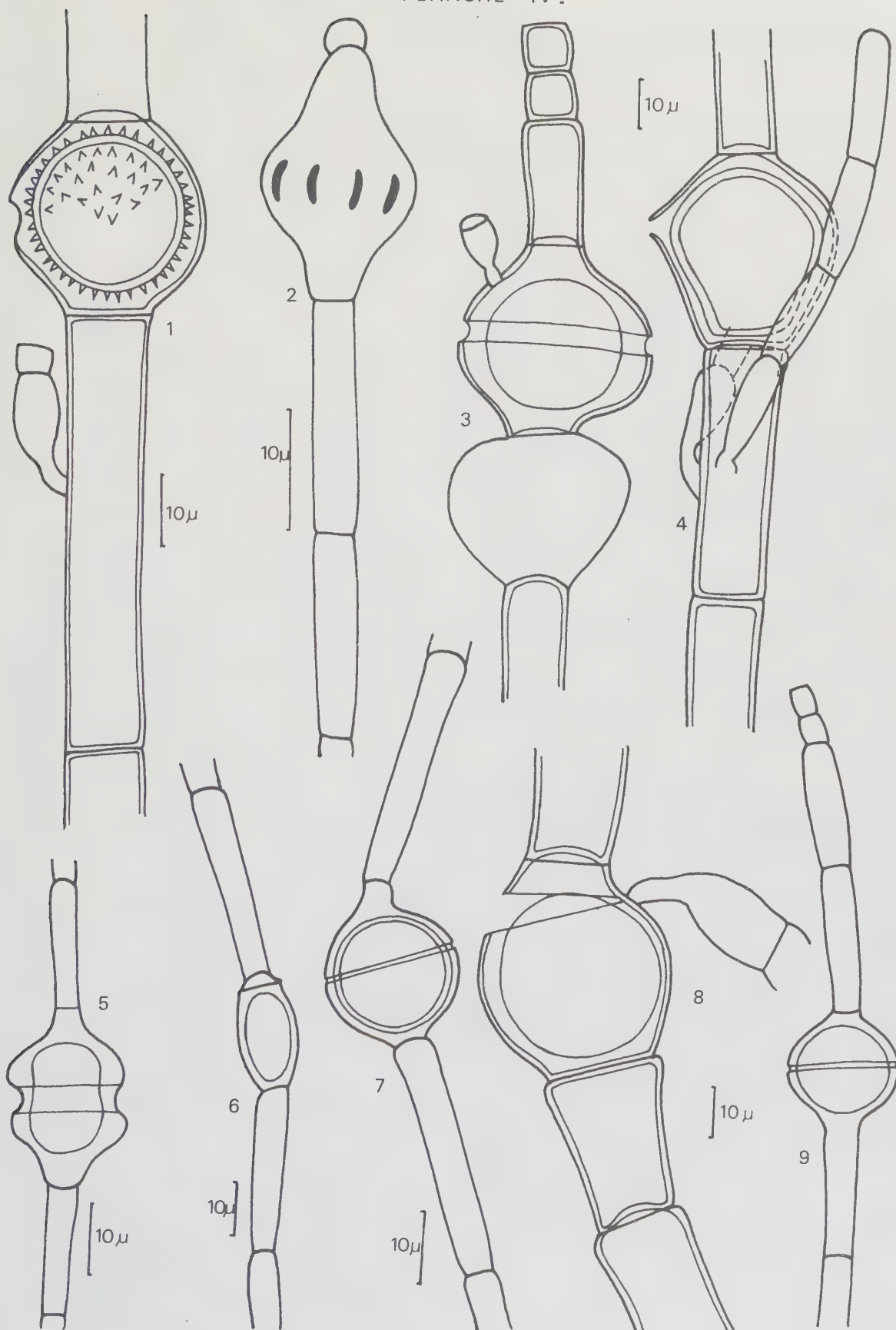


PLANCHE V

- Fig. 1 - *Fragilaria constricta*.
Fig. 2 - *Fragilaria construens* var. *exigua* (G. : x 1250).
Fig. 3 - *Eunotia meisteri*.
Fig. 4 - *Eunotia microcephala*.
Fig. 5 - *Eunotia polydentula* var. *crenata*.
Fig. 6 - *Eunotia tenella*.
Fig. 7 - *Eunotia exigua*.
Fig. 8 - *Achnanthes nodosa*
a) Valve avec raphé
b) Valve sans raphé.
Fig. 9 - *Navicula söhrensii*.
Fig. 10 - *Navicula tridentula*.
Fig. 11 - *Navicula dicephala*.
Fig. 12 - *Navicula exigua*.
Fig. 13 - *Caloneis schroederi*.
Fig. 14 - *Pinnularia alpina* (G. : x 600).
Fig. 15 - *Pinnularia stomatophora* var. *depauperata*.
Fig. 16 - *Cymbella hebridica*.
Fig. 17 - *Cymbella angustata* var. *pyrenaica*.
Fig. 18 - *Gomphonema parvulum* var. *exilissima*.
Fig. 19 - *Phacus chloroplastes*.
Fig. 20 - *Centritractus belenophorus*, jeune cellule (G. : x 600).

Grossissements (sauf Fig. 2, 14 et 20) : x 1000.

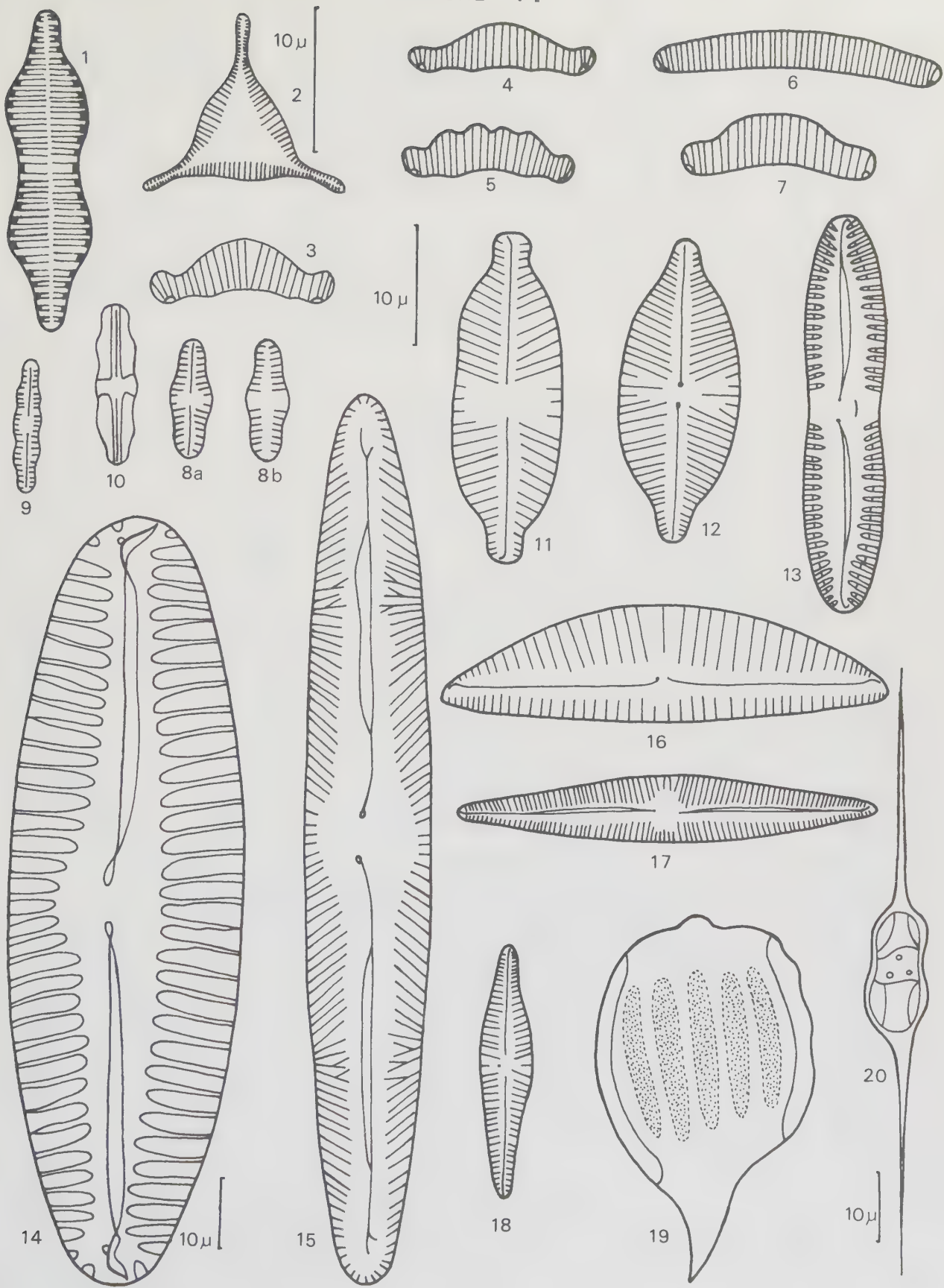
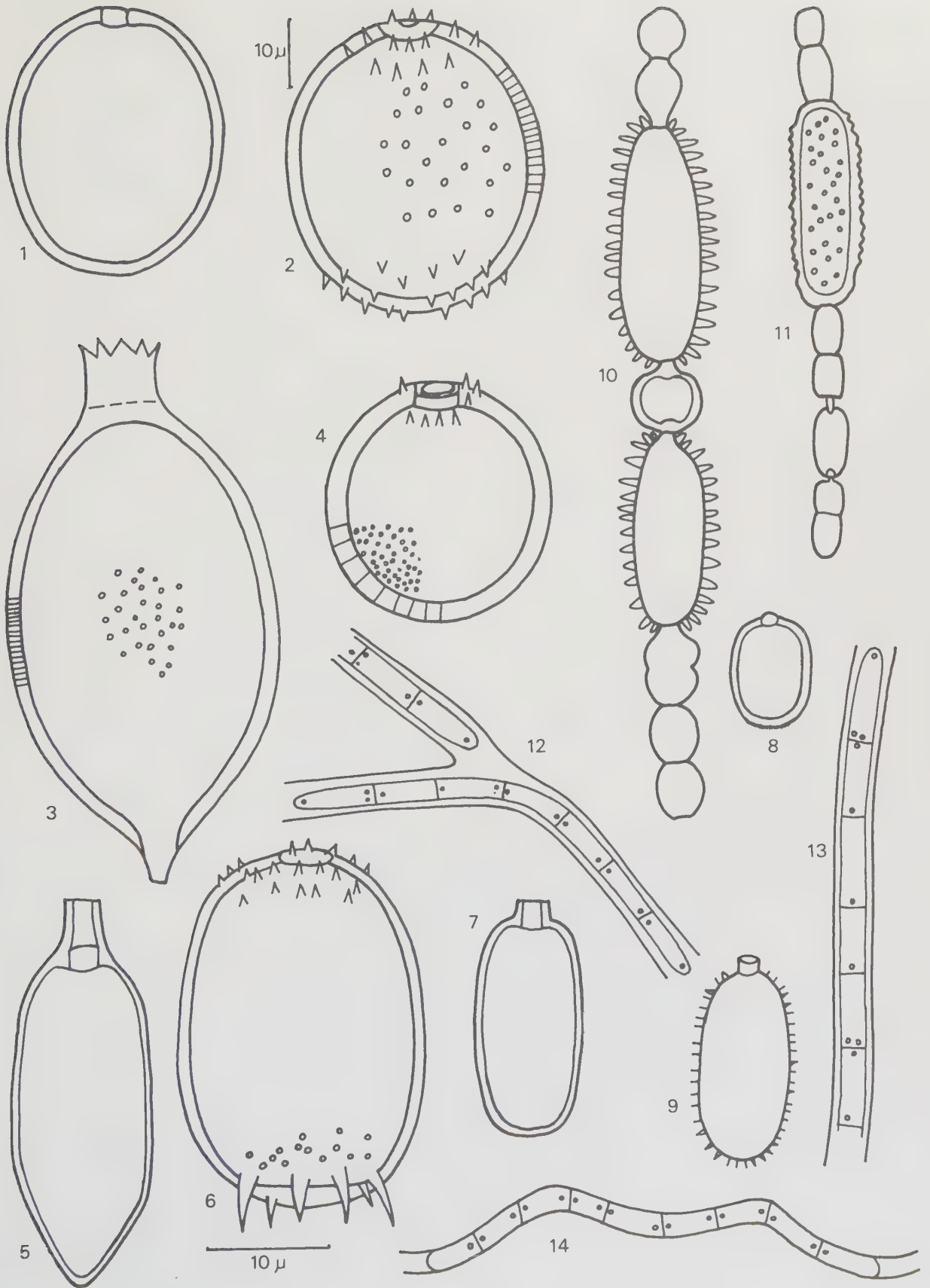


PLANCHE VI

- Fig. 1 - *Trachelomonas dybowski*.
Fig. 2 - *Trachelomonas kelloggi*. (G. : x 600).
Fig. 3 - *Trachelomonas bernardinensis*.
Fig. 4 - *Trachelomonas acanthostoma* var. *minor*.
Fig. 5 - *Trachelomonas hexangulata*.
Fig. 6 - *Trachelomonas armata* var. *longa*.
Fig. 7 - *Trachelomonas dubia*.
Fig. 8 - *Trachelomonas oblonga* var. *truncata*.
Fig. 9 - *Trachelomonas nichlewski*.
Fig. 10 - *Anabaena echinospora*.
Fig. 11 - *Anabaena verrucosa*.
Fig. 12 - *Plectonema notatum*.
Fig. 13 - *Lyngbya perelegans*.
Fig. 14 - *Lyngbya bipunctata*.

Grossissements (sauf Fig. 2) : x 1000.

PLANCHE VI.



LISTE DES TABLEAUX

FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES DANS L'ETANG	Pages
Tableau N° 1 - La Profondeur	9
- 2 - La Température	10
- 3 - L'Oxygène (en O ₂ mg/l)	12
- 4 - L'Oxygène (en % de saturation)	13
- 5 - Le pH	15
- 6 - L'Alcalinité	16
- 7 - Les Matières Organiques	18
- 8 - Les Nitrates	20
- 9 - Les Phosphates	22
- 10 - Les Sulfates	24
- 11 - Les Chlorures	26
- 12 - La Silice	28
- 13 - Le Fer	30
- 14 - Le Manganèse	32
- 15 - Le Calcium	33
- 16 - Le Magnésium	36
- 17 - Le Sodium	37
- 18 - Le Potassium	39
FLORE ALGALE DANS L'ETANG	
Tableau N°19 - Représentation et pourcentage des différents groupes d'algues	79
- 20 - Valeurs des différents coefficients de Nygaard dans les 4 stations	82
- 21 - Nombre d'espèces des différents groupes d'algues à l'intérieur de chaque station	86
- 22 - Coefficients de Soerensen établis à partir de la population globale de l'étang	87
- 23 - Coefficients de Soerensen établis à partir de différents groupes d'algues	88
FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES DANS LES CYLINDRES	
Tableau N°24 - La Profondeur	107
- 25 - La Température	108

Tableau N° 26 - L'Oxygène (en O ₂ mg/l)	109
- 27 - L'Oxygène (en % de saturation)	110
- 28 - Le pH	112
- 29 - L'Alcalinité	114
- 30 - Les Matières Organiques	117
- 31 - Les Nitrates	119
- 32 - Les Phosphates	123
- 33 - Les Sulfates	126
- 34 - Les Chlorures	128
- 35 - La Silice	130
- 36 - Le Fer	133
- 37 - Le Manganèse	136
- 38 - Le Calcium	139
- 39 - Le Magnésium	141
- 40 - Le Sodium	144
- 41 - Le Potassium	145

FLORE ALGALE DANS LES CYLINDRES

Tableau N° 42 - Evolution, au cours des trois années d'étude du nombre d'espèces de chaque grand groupe d'algues et du nombre total d'espèces, à la station 1 et dans les cylindres 1E et 1T	156
- 43 - id - à la station 2 et dans les cylindres 2E et 2T	157

FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES DANS LES GRANDS BACS ET EN EAU LIBRE.

Tableau N° 44 - Températures enregistrées	178
- 45 - Le pH	179
- 46 - L'Alcalinité	180
- 47 - L'Oxygène	182
- 48 - Les Nitrates	183
- 49 - L'Azote nitreux	184
- 50 - L'Azote ammoniacal	185
- 51 - Le Potassium	187
- 52 - Le Calcium	188

FLORE ALGALE DANS LES GRANDS BACS ET DANS L'ETANG (COMPTAGES)

Tableau N° 53 - Les Chlorococcales	192
- 54 - <u>Pediastrum</u> sp.	193
- 55 - <u>Pediastrum duplex</u>	194
- 56 - <u>Scenedesmus</u> sp.	195
- 57 - Culture de <u>Crucigenia apiculata</u>	199
- 58 - Culture d' <u>Oocystis crassa</u>	202
- 59 - Les Oedogoniales	204
- 60 - Les Chaetophorales	206
- 61 - Les Zygnématales	208
- 62 - Les Desmidiacées	209
- 63 - <u>Cosmarium</u> sp.	210
- 64 - <u>Staurastrum</u> sp.	211
- 65 - <u>Spirogyra</u> sp.	-
- 66 - Culture de <u>Staurastrum polymorphum</u>	213
- 67 - Les Chrysophycées	216
- 68 - <u>Dinobryon bavaricum</u>	217
- 69 - <u>Dinobryon cylindricum</u>	218
- 70 - Les Euglénophycées	221
- 71 - <u>Colacium vesiculosum</u>	222
- 72 - Les Pyrrophyccées	225

TABLE DES MATIERES

	Pages
INTRODUCTION	1
Plan de l'étang du Pas-du-Houx	3

PREMIERE PARTIE

ETUDE DU MILIEU

DESCRIPTION	5
I. ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE	7
1 - LA PROFONDEUR	-
2 - LA TEMPERATURE	-
3 - L'OXYGENE	11
4 - LE pH ET L'ALCALINITE	14
5 - LES MATIERES ORGANIQUES	17
6 - L'AZOTE	19
7 - LES PHOSPHATES	21
8 - LE SOUFRE	23
9 - LES CHLORURES	25
10 - LA SILICE	27
11 - LE FER	29
12 - LE MANGANESE	31
13 - LE CALCIUM	-
14 - LE MAGNESIUM	35
15 - LE SODIUM	-
16 - LE POTASSIUM	38
17 - ESSAI DE SYNTHESE DES RESULTATS ET CONCLUSION	-

II. LA FLORE ALGALE DANS L'ETANG	49
1 - <i>Liste des espèces</i>	-
CHLOROPHYCEES	-
CHRYSTOPHYCEES	62
XANTHOPHYCEES	63
DIANTHOMOPHYCEES	64
PYRROPHYCEES	73
EUGLENOPHYCEES	74
CYANOPHYCEES	76
2 - <i>Description sommaire de la Flore algale.</i>	78
3 - <i>Contribution apportée par les coefficients phyto- planctoniques dans la définition du statut tro- phique des étangs.</i>	80
4 - <i>La notion d'espèce indicatrice d'oligotrophie.</i>	83
5 - <i>Comparaison des stations.</i>	85
6 - <i>Les Associations algales.</i>	89
7 - <i>Quelques remarques et informations sur la répar- tition géographique des Algues.</i>	94
8 - <i>La périodicité des Algues et les facteurs physi- cochimiques.</i>	97
9 CONCLUSION.	101

DEUXIEME PARTIE

ESSAI D'ECOLOGIE EXPERIMENTALE

A L'AIDE DE PETITES ENCEINTES.

INTRODUCTION	105
I. ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE	106
1 - LA PROFONDEUR	-

2 - LA TEMPERATURE	106
3 - L'OXYGENE	-
4 - Le pH et l'ALCALINITE	111
5 - LES MATIERES ORGANIQUES	116
6 - L'AZOTE	118
7 - LES PHOSPHATES	122
8 - LE SOUFRE	125
9 - LES CHLORURES	127
10 - LA SILICE	129
11 - LE FER	132
12 - LE MANGANESE	135
13 - LE CALCIUM	138
14 - LE MAGNESIUM	140
15 - LE SODIUM	142
16 - LE POTASSIUM	144
17 - Essai de synthèse des résultats et CONCLUSION.	147
 II. LA FLORE ALGALE DANS LES CYLINDRES.	 155
1 - LES CHLOROCOCCALES	-
2 - LES CHAETOPHORALES	158
3 - LES OEDOGONIALES	159
4 - LES ZYGNEATALES	161
5 - LES CHRYSOPHYCEES	163
6 - LES DIATOMEES	164
7 - LES PYRROPHYCEES	165
8 - LES EUGLENOPHYCEES	166
9 - LES CYANOPHYCEES	169
10 - CONCLUSION.	171

TROISIEME PARTIE

ESSAI D'ECOLOGIE EXPERIMENTALE

A L'AIDE DE GRANDES ENCEINTES.

INTRODUCTION	175
--------------	-----

I. EVOLUTION DES PRINCIPAUX FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES

A L'INTERIEUR DES ENCEINTES ET EN EAU LIBRE. 177

1 - LA TEMPERATURE	-
2 - LE pH et L'ALCALINITE	-
3 - L'OXYGENE	181
4 - L'AZOTE	-
5 - LE POTASSIUM	186
6 - LE CALCIUM	-
7 - LE SODIUM et LE MAGNESIUM	189
8 - CONCLUSION	-

II. ETUDE DE L'EVOLUTION DES POPULATIONS ALGALES A

L'INTERIEUR DES ENCEINTES ET EN EAU LIBRE. 191

1 - LES CHLOROCOCCALES	-
Culture de <i>Crucigenia apiculata</i>	199
Culture d' <i>Oocystis crassa</i>	201
2 - LES OEDOGONIALES	203
3 - LES CHAETOPHORALES	205
4 - LES ZYGNEMATALES	207
Culture de <i>Staurastrum polymorphum</i>	213
5 - LES CHRYSOPHYCEES	215
6 - LES EUGLENOPHYCEES	220
7 - LES PYRROPHYCEES	224
8 - CONCLUSION.	226

CONCLUSION GENERALE 227

BIBLIOGRAPHIE 233

PLANCHES 252

LISTE DES TABLEAUX 265

TABLE DES MATIERES 268

VU :
Le Président de la Thèse

VU :
Le Directeur de Thèse

S. VILLERET

S. VILLERET

VU et APPROUVE

RENNES, le 7 Janvier 1974

Le Directeur de l'U.E.R.

"Sciences du Comportement et de l'Environnement",

G. RICHARD

VU et PERMIS D'IMPRIMER N° 132 A

RENNES, le 16 Janvier 1974

Le Président de l'Université de RENNES,

C. CHAMPAUD

